

Titre: Modélisation de la croissance de lemna minor et de la cinétique d'enlèvement du phosphore et de l'azote sous un environnement contrôlé
Title:

Auteur: Samir Lasfar
Author:

Date: 2004

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lasfar, S. (2004). Modélisation de la croissance de lemna minor et de la cinétique d'enlèvement du phosphore et de l'azote sous un environnement contrôlé
Citation: [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
<https://publications.polymtl.ca/7321/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/7321/>

Directeurs de recherche:
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION DE LA CROISSANCE DE
LEMNA MINOR ET DE LA CINÉTIQUE D'ENLÈVEMENT
DU PHOSPHORE ET DE L'AZOTE SOUS UN ENVIRONNEMENT CONTRÔLÉ

SAMIR LASFAR
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
JANVIER 2004



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

Acquisitions et
services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-612-90840-2

Our file Notre référence

ISBN: 0-612-90840-2

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this dissertation.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de ce manuscrit.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the dissertation.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

MODÉLISATION DE LA CROISSANCE DE
LEMNA MINOR ET DE LA CINÉTIQUE D'ENLÈVEMENT
DU PHOSPHORE ET DE L'AZOTE SOUS UN ENVIRONNEMENT
CONTRÔLÉ

présenté par : LASFAR Samir

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. ZAGURY Gérald J., Ph.D., président

M^{me} MILLETTE Louise, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. MONETTE Frédéric, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. HAUSLER Robert, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier M^{me} Louise Millette et M. Frédéric Monette d'avoir accepté de m'encadrer dans le cadre de ce projet de maîtrise. J'exprime ma gratitude au personnel de la STEPPE-UQAM pour m'avoir accueilli pendant la durée de ce travail et spécialement à M. Frédéric Monette pour son aide inestimable et son encadrement. Je remercie aussi M^{me} Gisella Gesuale, M. Nicolas Plais et M. Victor Joaquin Alvarado Martinez pour leur aide pendant la durée de ce projet. Finalement, j'aimerais être reconnaissant envers la société Axeau Inc. et spécialement envers M. Jérôme Duguay pour son aide, son soutien et ses conseils tout au long du projet.

RÉSUMÉ

La gestion et le traitement des eaux usées constituent l'un des principaux problèmes environnementaux de notre époque, et ce, à l'échelle mondiale. Les technologies traditionnelles de traitement des eaux usées, basées sur des procédés biologiques ou physico-chimiques, permettent d'atteindre des performances satisfaisantes mais conduisent à la production de quantités significatives de boues peu ou pas valorisables. Les traitements des eaux usées basés sur l'utilisation de plantes aquatiques telles que les lentilles d'eau permettent l'enlèvement des nutriments phosphorés et azotés des eaux tout en produisant de la biomasse potentiellement valorisable comme supplément alimentaire en pisciculture ou encore pour les animaux d'élevage. Actuellement, la conception et la gestion des systèmes de traitement des eaux usées basés sur le pouvoir épurateur des lentilles d'eau ont été fondées essentiellement sur des considérations empiriques.

L'objectif de cette recherche vise à développer un modèle mathématique représentant la croissance de *Lemna minor*, l'espèce de lentilles d'eau la plus répandue sur le globe. Ce modèle intègre des paramètres adaptés à ce type de plante tels que la densité surfacique de lentilles, le taux intrinsèque de croissance et la densité limite de croissance des lentilles ainsi que les effets combinés de la température, de la photopériode et des concentrations en phosphore et en azote des eaux usées.

Pour atteindre cet objectif, deux phases d'essais expérimentaux, en cuvée à l'échelle du laboratoire, ont été réalisées. La première phase a été consacrée à l'étude des effets de la densité surfacique des lentilles d'eau en culture sur le taux de croissance et la production de la biomasse. Cette phase a permis de définir le taux de croissance intrinsèque comme étant la limite du taux de croissance de 1^{er} ordre lorsque la densité tend vers zéro, ainsi que la densité limite, au-delà de laquelle ce taux est nul. La seconde phase s'est concentrée

sur l'étude de l'influence de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote des eaux usées sur le taux de croissance intrinsèque.

Les résultats obtenus ont permis de développer un modèle de second ordre qui permet d'estimer certains paramètres de dimensionnement et de gestion des systèmes de traitement des eaux usées, tels que la densité surfacique des lentilles mises en culture, les taux d'enlèvement optimaux de phosphore et d'azote, la fréquence de récolte et la production de biomasse prévisible. Les limites du domaine de validité du modèle proposé sont : 3,43 à 127 $\text{g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ pour la densité, 5 à 35°C pour la température, 2 à 17 heures pour la photopériode, 0,12 à 54 mg P/l et 1,14 à 344 mg N/l pour la concentration en phosphore et en azote respectivement. Les résultats ont montré que la croissance des lentilles dépend principalement de la température et de la photopériode. Leur croissance est fortement inhibée à des températures inférieures à 8°C ou supérieures à 35°C (croissance optimale à 25°C). Par ailleurs, ces plantes peuvent se développer dans une plage importante de photopériode allant de 11 à 16 h (croissance optimale à 12,5 h). La production maximale de lentilles est atteinte lorsque la densité initiale de lentilles mises en culture est de 45 $\text{g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$; de part et d'autre de cette valeur, la biomasse produite diminue en fonction de cette densité. La densité optimale est une fonction décroissante du temps de rétention de la biomasse et du taux de croissance intrinsèque. Les concentrations de phosphore et d'azote jouent un rôle mineur, ces nutriments étant généralement en excès dans les eaux usées. Les teneurs en phosphore et azote du tapis de lentilles dépendent du développement des microalgues (cyanobactéries), qui dépendent elles mêmes de la quantité de lumière qui traverse le tapis et donc de la densité des lentilles en culture.

Le modèle a permis de développer des abaques qui permettent, dans différentes conditions, d'estimer la densité optimale de lentilles, la production de

lentilles ou bien encore les taux d'enlèvement de nutriments. L'utilisation du modèle pour estimer la contribution des lentilles d'eau dans l'enlèvement des nutriments a été étendue aux régimes à écoulement piston. Le modèle pourrait ainsi constituer un outil de gestion des systèmes de traitement basés sur le pouvoir épurateur des lentilles d'eau permettant d'optimiser son efficacité ainsi que la production de biomasse. Il montre qu'un tel système de traitement prend toute son efficacité sous un climat tempéré sans nécessiter une trop longue photopériode, et qu'il est bien adapté à des eaux usées résidentielles et agricoles. De plus, ce modèle peut être facilement appliqué aux autres types de plantes aquatiques.

ABSTRACT

The treatment of wastewater represents one of the most important world wide environmental problems of our generation. Traditional technologies of wastewater treatment, based on biological or physicochemical processes, provide satisfactory results, but producing large quantities of non or slightly treatable sludge. Treatments using aquatic plants such as duckweeds, allows the removal of phosphorus and nitrogen nutrients from wastewater while producing biomass, which could be potentially used as a supplementary food source in fish culture or animal breeding. Presently, the design and management of wastewater treatment systems using duckweeds was developed using empiric considerations.

The aim of this research is to develop a mathematical model representing the growth of *Lemna minor*, the most abundant specie of duckweed. This model considers specific parameters adapted to duckweeds such as the surface density, the intrinsic growth rate, the density growth limit of duckweed and the combined effects of temperature, photoperiod and the concentrations of phosphorus and nitrogen in wastewater.

To achieve this objective, the project was divided into two phases, whereby all experiments occurred in batches at the laboratory level. The first phase evaluated the effects that the duckweeds surface density has on the growth rate and on the production of biomass. This phase allowed the intrinsic growth rate to be determined as the limit of the first order rate, as its density approaches zero and it also permitted to define the density limit as the density where the rate is null. The second phase investigated the influences that temperature, photoperiod and concentrations of phosphorus and nitrogen have on the intrinsic growth rate.

The results obtained in the two phases were used to construct a second order model. This model can estimate certain parameters of wastewater aquaculture

treatment systems such as duckweed surface density, the optimal removal rate of phosphorus and nitrogen, harvest frequency and biomass production. The field limits for the suggested model are: 3.43 to 127 g_{sec}/m² for density, 5 to 35°C for temperature, 2 to 17 hours for the photoperiod, 0.12 to 54 mg P/l for phosphorus concentration and 1.14 to 344 mg N/l for nitrogen concentration. The results suggest that duckweed growth is highly dependent on temperature and photoperiod. Their growth rate is inhibited at temperatures lower than 8°C or higher than 35°C (optimal growth at 25°C). In addition, the photoperiod interval by which the plants can growth is 11 to 16 hours (optimal growth at 12.5 hours). The maximum production is obtained at an initial optimal density of 45 g_{sec}/m², above or below this value, the biomass production decreases as a function of this density. The optimal density is a decreasing function of the retention time of biomass and the intrinsic growth rate. The phosphorus and nitrogen concentrations have a minor effect on the growth of duckweed since they are generally present in excess in wastewater. The concentrations of phosphorus and nitrogen, in the layer of duckweed, depend on the development of microalgae (cyanobacteria), which depends on the quantity of light crossing this layer and thus on the density of the duckweed.

The model produced diagrams which permit, in different conditions, to estimate the duckweed optimal density, the production and the removal rate of nutrients. The use of the model to approximate the duckweed's contribution to the removal of nutrients was extended to plug flow regimes. The model has the potential to be used as a tool to optimize the efficiency of water treatment and the production of biomass in wastewater treatment systems using duckweeds. The model illustrated that the efficiency of such a treatment is obtained in moderate climates without requiring an extensive photoperiod and is well adapted to residential and agriculture wastewater. Furthermore, this model can be easily applied to the other types of aquatic plants.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	X
LISTE DES FIGURES	XIII
LISTE DES TABLEAUX	XVI
LISTE DES ANNEXES	XVIII
LISTE DES SYMBOLES	XIX
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Généralités	1
1.2 Procédés biologiques	3
1.3 Procédés physico-chimiques	4
1.4 Traitement en aquaculture	4
1.5 Objectifs du projet	7
CHAPITRE 2 REVUE DE LA BIBLIOGRAPHIE SCIENTIFIQUE	9
2.1 Systèmes aquatiques de traitement des eaux usées	9
2.2 Biologie des lentilles d'eau	13
2.3 Facteurs importants pour la croissance des lentilles d'eau	18
2.3.1 Température	18
2.3.2 Ensoleillement	19
2.3.3 Densité et fréquence des récoltes	20
2.3.4 Temps de rétention hydraulique	21
2.3.5 Profondeur du système de traitement	23
2.3.6 Influence du vent et des courants d'eau	23
2.3.7 Effets de la pluie et de l'étiage	24
2.3.8 Effets du pH et de la concentration de l'ammoniaque totale	25
2.3.9 Présence d'inhibiteurs	27
2.3.10 Influence des nutriments	33

2.4 Taux et efficacités d'enlèvement des contaminants	35
2.4.1 Enlèvement des matières en suspension (MES).....	35
2.4.2 Enlèvement de la matière organique.....	36
2.4.3 Enlèvement de l'azote	39
2.4.4 Enlèvement du phosphore.....	42
2.5 Modèle de croissance et d'enlèvement des nutriments.....	46
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE	48
3.1 Plan expérimental.....	48
3.1.1 Première partie.....	48
3.1.2 Deuxième partie	50
3.2 Matériels.....	50
3.2.1 Lentilles d'eau	50
3.2.2 Température.....	51
3.2.3 Éclairage	51
3.2.4 Bassins de Culture	52
3.2.5 Appareillage	52
3.3 Méthodes	53
3.3.1 Milieu de croissance.....	53
3.3.2 Échantillonnage.....	54
3.3.3 Eau.....	54
3.3.4 Lentilles d'eau	54
3.3.5 Dosage du phosphore	56
3.3.6 Dosage de l'azote.....	57
CHAPITRE 4 RÉSULTATS.....	58
4.1 Effet de la densité sur la croissance.....	58
4.2 Effets de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur la croissance	64
4.3 Bilans	68

CHAPITRE 5 DISCUSSION	71
5.1 Modélisation	71
5.1.1 Modélisation de l'effet de la densité sur la croissance.....	72
5.1.2 Densité optimale et production maximale.....	77
5.1.3 Modélisation des effets des concentrations de phosphore et d'azote sur la croissance des lentilles d'eau.....	81
5.1.4 Modélisation de l'effet de la température.....	85
5.1.5 Modélisation de l'effet de la photopériode	86
5.2 Comparaison avec quelques résultats de la bibliographie	89
5.2.1 Taux de croissance	90
5.2.2 Masse produite et taux d'enlèvement.....	92
5.2.3 Densité optimale.....	95
5.3 Applications	96
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	109
RÉFÉRENCES	112
ANNEXES	121

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 - Quelques mécanismes communs aux étangs des eaux usées.....	10
Figure 2.2 - Morphologies des plantes aquatiques communes .	10
Figure 2.3 - Coupe type d'un système de traitement d'eau usée en aquaculture	11
Figure 2.4 - Distribution des lentilles d'eau dans le monde .	15
Figure 2.5 - Anatomie de <i>Lemna minor</i>	15
Figure 2.6 - Variation de la teneur des lentilles en fibres et protéines en fonction de la concentration et du taux d'échange d'azote.....	17
Figure 2.7 - Variations du taux de croissance de différentes espèces de Lemnacées en fonction de la température	19
Figure 2.8 - Variation de la production et de la densité des lentilles en fonction du temps	22
Figure 2.9 - Isolignes du taux de croissance (d^{-1}) de <i>Lemna gibba</i> en fonction du pH et de la concentration de l'ammoniaque totale à 23 °C	27
Figure 2.10 - Effets des métaux sur l'enlèvement de la matière organique	28
Figure 2.11 - Effet du plomb sur la croissance de <i>Lemna gibba</i>	31
Figure 2.12 - Effets de quatre types d'algues et leurs combinaisons sur la croissance de <i>Lemna gibba</i>	32
Figure 2.13 - Variation de la production des lentilles d'eau en fonction du taux d'échange	34
Figure 2.14 - Comparaison des cinétiques de dégradation de la matière organique, à l'échelle de laboratoire, pour différents systèmes de traitement	38

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Figure 2.15 - Taux d'enlèvement de l'azote de <i>Lemna gibba</i> , sans la contribution du biofilm attaché, en fonction de la concentration d'ammoniaque totale	40
Figure 2.16 - Variation de la teneur en azote du tissu des lentilles d'eau en fonction du taux d'échange d'azote	42
Figure 2.17 - Variation de la teneur en phosphore du tissu des lentilles d'eau en fonction du taux d'échange d'azote.....	45
Figure 2.18 - Variation de la teneur en phosphore du tissu des lentilles en fonction de la concentration de phosphore du milieu de culture	45
Figure 3.1 - Organigramme simplifié de l'étude de l'influence de la densité initiale sur la croissance.....	49
Figure 3.2 - Procédure d'échantillonnage et d'analyse.....	55
Figure 4.1 - Variation de quelques paramètres en fonction de la densité initiale.....	59
Figure 4.2 - Variation des taux d'enlèvement de phosphore et d'azote en fonction de la densité initiale.	62
Figure 4.3 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la concentration d'azote.	65
Figure 4.4 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la concentration de phosphore.....	66
Figure 4.5 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la température.....	67
Figure 4.6 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la photopériode.	67
Figure 4.7 - Procédure suivie dans la réalisation des bilans de phosphore et d'azote.	69

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Figure 5.1 - Variation du rapport $\frac{D_o}{D_{F-EX}}$ en fonction de la densité initiale D_o	77
Figure 5.2 - Variation de $\frac{C_N}{r_i}$ en fonction du rapport C_N	84
Figure 5.3 - Variation de $\ln(r_i)$ en fonction de $\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}$	86
Figure 5.4 - Variation de $\ln(r_i)$ en fonction de $\frac{E-E_{OP}}{E_{OP}}$	88
Figure 5.5 - Masse produite à différentes densités initiales pour $r_i = 0,29 \text{ d}^{-1}$ pour différents temps de rétention de la biomasse.....	97
Figure 5.6 - Variation de la densité optimale en fonction du taux intrinsèque de croissance et du temps de rétention de la biomasse.	97
Figure 5.7 - Variation du taux d'enlèvement de phosphore optimal en fonction du taux de croissance intrinsèque et du temps de rétention de la biomasse.	98
Figure 5.8 - Schéma de principe d'un décanteur à écoulement piston.....	99
Figure 5.9 - Variation de τ en fonction du taux intrinsèque de croissance pour différents temps de rétention de la biomasse.....	106

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 - Fonctions des plantes dans les systèmes aquatiques.....	11
Tableau 2.2 - Taux d'enlèvement du phosphore et de l'azote de quelques plantes aquatiques durant les saisons d'été et d'hiver	13
Tableau 2.3 - Comparaison entre les lentilles d'eau et la jacinthe d'eau	14
Tableau 2.4 - Valeurs nutritionnelles des lentilles d'eau selon différents auteurs.....	18
Tableau 2.5 - Fréquence et importance optimales des récoltes selon différents auteurs.....	21
Tableau 2.6 - Concentrations d'ammoniaque et pH critiques pour la croissance des lentilles d'eau selon différents auteurs.....	26
Tableau 2.7 - Effets de quelques métaux communément rencontrés dans les eaux usées sur la croissance des lentilles d'eau.	30
Tableau 2.8 - Concentrations létales à 50% (CL _{50%}) pour <i>Lemna minor</i> de 13 herbicides.....	32
Tableau 2.9 - Rapport critique N/P pour quelques espèces de macrophytes.....	33
Tableau 2.10 - Performance de quelques systèmes de traitement des eaux usées utilisant les lentilles d'eau.....	36
Tableau 2.11 - Quelques valeurs du taux d'enlèvement de la DCO relevées dans la bibliographie.....	38
Tableau 2.12 - Quelques valeurs du taux d'enlèvement de l'azote et des teneurs en azote des macrophytes fréquemment utilisées dans le traitement des eaux usées.....	41
Tableau 2.13 - Quelques valeurs du taux d'enlèvement du phosphore et des teneurs en phosphore des macrophytes fréquemment utilisées dans le traitement des eaux usées.....	44
Tableau 2.14 - Quelques modèles de croissance rencontrés dans la bibliographie.....	47

LISTE DES TABLEAUX (SUITE)

Tableau 3.1 - Conditions dans lesquelles ont été menées les expériences durant la deuxième partie de cette étude.	50
Tableau 3.2 - Formulation du milieu de Hoagland.	51
Tableau 3.3 - Appareillage utilisé	52
Tableau 5.1 - Taux de croissance correspondant à des faibles densités initiales.....	77
Tableau 5.2 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.20 en fonction de C_N	82
Tableau 5.3 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.21 en fonction de C_P	82
Tableau 5.4 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.29 en fonction de la température.....	85
Tableau 5.5 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.31 en fonction de la photopériode.	87
Tableau 5.6 - Valeurs des paramètres qui interviennent dans le modèle	88
Tableau 5.7 - Comparaison des taux de croissance relevés dans la bibliographie et calculés à partir l'équation 5.36	91
Tableau 5.8 - Comparaison des taux d'enlèvement du phosphore et de l'azote relevés dans la littérature et calculés à partir de l'équation 5.38.....	94
Tableau 5.9 - Comparaison des efficacités d'enlèvement des nutriments « τ » pour différents taux intrinsèques de croissance et fréquences de récolte.....	107

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Inventaire des espèces des lentilles d'eau	124
ANNEXE B	Bilans de phosphore et d'azote réalisés lors de l'étude des effets de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur le taux intrinsèque de croissance.....	125
ANNEXE C	Résultats relatifs a l'etude de l'effet de la densité sur la croissance des lentilles d'eau.....	126
ANNEXE D	Résultats expérimentaux du suivi de l'effet de la concentration d'azote sur le taux intrinsèque de croissance.	127
ANNEXE E	Résultats expérimentaux du suivi de l'effet de la concentration de phosphore sur le taux intrinsèque de croissance.	128
ANNEXE F	Résultats expérimentaux du suivi de l'effet de la photopériode sur le taux intrinsèque de croissance.	129
ANNEXE G	Résultats expérimentaux du suivi de l'effet de la température sur le taux intrinsèque de croissance.....	130
ANNEXE H	Comparaison des valeurs du taux intrinsèque de croissance obtenues expérimentalement et calculées à partir du modèle. .	131

LISTE DES SYMBOLES

Symbole	Désignation	Unité
τ	efficacité relative	-
ϵ	erreur relative	-
ρ_E	masse volumique de l'eau	g/l
ρ_s	masse volumique du soluté	g/l
μ_{E-N-T}	taux d'enlèvement total de l'azote	mg N/m ² ·d
μ_{E-P-T}	taux d'enlèvement total du phosphore	mg P/m ² ·d
μ_{E-N-L}	taux d'enlèvement de l'azote (lentilles uniquement)	mg N/m ² ·d
μ_{E-P-L}	taux d'enlèvement du phosphore (lentilles uniquement)	mg P/m ² ·d
μ_{E-P-A}	taux d'enlèvement du phosphore (micro-algues)	mg P/m ² ·d
μ_{E-N-A}	taux d'enlèvement de l'azote (micro-algues)	mg N/m ² ·d
α	fraction de phosphore ou d'azote dans les lentilles	mg/g _{sec}

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
α_N	fraction d'azote dans les lentilles	mg N/g _{sec}
α_P	fraction de phosphore dans les lentilles	mg P/g _{sec}
ω	rapport du poids sec sur le poids humide des lentilles	g/g
A	âge des lentilles	jours
C(L,t)	concentration à la distance L et à l'instant t	mg/l
C(x,t)	concentration à la distance x et à l'instant t	mg/l
C ₀	concentration initiale ou à l'affluent	mg/l
C _I	concentration de l'inhibiteur	mg/l
C _L	concentration à la distance L	mg/l
C _{L-min}	concentration minimale à l'effluent	mg/l
CL _{50%}	concentration létale à 50%	mg/l
C _N	concentration en azote	mg N/l
C _{N-FF}	concentration finale filtrée de l'azote	mg N/l

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
C_{N-IN}	concentration initiale de l'azote	mg N/l
C_{N-FNF}	concentration finale non filtrée de l'azote	mg N/l
C_P	concentration en phosphore	mg P/l
C_{P-FF}	concentration finale filtrée du phosphore	mg P/l
C_{P-FNF}	concentration finale non filtrée du phosphore	mg P/l
C_{P-IN}	concentration initiale du phosphore	mg P/l
D	densité surfacique des lentilles d'eau	g/m^2
$D(t)$	densité surfacique des lentilles d'eau à l'instant t	g/m^2
DBO	demande biochimique en oxygène	mg O_2 /l
DCO	demande chimique en oxygène	mg O_2 /l
DCO_0	demande chimique initiale en oxygène	mg O_2 /l

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
D_F	densité surfacique finale des lentilles d'eau	g/m^2
D_{F-EX}	densité surfacique finale expérimentale des lentilles d'eau	g/m^2
D_L	densité surfacique limite des lentilles d'eau	g/m^2
D_O	densité surfacique initiale sèche des lentilles	g/m^2
D_{O-OP}	densité surfacique initiale optimale	g/m^2
DP	variation de la densité surfacique des lentilles en culture	g/m^2
DP_{\max}	variation maximale de la densité surfacique des lentille	g/m^2
E	photopériode	heure
E_1	efficacité d'enlèvement des nutriments (P ou N) du système de traitement (récolte en continue)	%

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
E_2	efficacité d'enlèvement des nutriments (P ou N) du système de traitement (récolte en discontinue)	%
E_{op}	photopériode de référence	heure
F	fibres	
g_{humide}	gramme humide	-
g_{sec}	gramme sec	-
h	profondeur de l'étang	m
$K_{âge}$	constante de saturation de l'âge de la biomasse	d
K_{DCO}	constante de saturation de la DCO d'azote	mg O_2 /l
K_{lb}	constante d'inhibition	mg/l

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
K_{IN}	constante d'inhibition de l'azote	mg N/l
K_{IP}	constante d'inhibition du phosphore	mg P/l
K_N	constante de saturation de l'azote	mg N/l
K_P	constante de saturation du phosphore	mg P/l
K_{Par}	constante de saturation de l'intensité de la lumière	$\mu\text{Einstein} \cdot \text{m}^2/\text{s}$ 2
l	largeur du bassin	m
L	longueur du bassin	m
max	maximal ou maximum	-
M_D	masse sèche des lentilles	g_{sec}

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
MES	matière en suspension	mg MES/l
M _H	masse humide des lentilles d'eau	g _{humide}
M _{F-EX}	masse sèche finale expérimentale des lentilles d'eau	g _{sec}
M _{N-C}	teneur en azote des lentilles lavées	mg N/g _{sec}
M _{N-T}	teneur en azote du tapis des lentilles calculées en évaluant la quantité de l'azote assimilée par ces plantes	mg/g
MP	masse de lentille produite	g
M _{P-C}	teneur en phosphore des lentilles lavées	mg P/g _{sec}
MP _{EX}	masse de lentilles produite expérimentalement	g
M _{P-T}	teneur en phosphore du tapis des lentilles calculées en évaluant la quantité de phosphore assimilée par ces plantes	mg P/g

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
N	azote	-
N _t	azote total	-
P	phosphore	-
Par	radiation de la lumière nécessaire à la photosynthèse	$\mu\text{Einstein}\cdot\text{m}^2/\text{s}^2$
P _t	phosphore total	mg P/l
q _D	quantité d'azote disponible	g P
q _N	quantité d'azote nécessaire	g N
r	taux de croissance du 1 ^{er} ordre	d ⁻¹
r _{EX}	taux de croissance expérimental des lentilles d'eau	d ⁻¹
r _i	taux intrinsèque de croissance	d ⁻¹
r _{i-exp}	taux intrinsèque de croissance expérimental	d ⁻¹

LISTE DES SYMBOLES (SUITE)

Symbole	Désignation	Unité
$R_{i\text{-moyen}}$	taux de croissance expérimental moyen des lentilles d'eau	d^{-1}
S_L	surface latérale de l'étang	m^2
T	température	$^{\circ}C$
t	temps	d
TLMN	teneur en azote du tapis des lentilles	$mg\ N/g_{sec}$
TLMP	teneur en phosphore du tapis des lentilles	$mg\ P/g_{sec}$
T_{OP}	température de référence	$^{\circ}C$
t_r	temps de rétention de la biomasse	d
t_{rh}	temps de rétention hydraulique	d
UV	radiation ultraviolet	$\mu Einstein \cdot m^2/s^2$
V	volume	l

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Généralités

La collecte, l'évacuation et le traitement des eaux usées constituent un problème environnemental encore très important à notre époque. Cette constatation s'applique tant dans les pays industrialisés que les pays émergents ou encore ceux en voie de développement. L'extension des réseaux d'égouts dans les quartiers, l'industrialisation croissante, la fusion de nombreuses petites et moyennes entreprises en grandes entreprises, la création de décharges centrales de déchets et des autres mesures de déshydratation des résidus sont autant de facteurs ayant contribué à ce que les rejets d'eaux résiduaires dans les eaux naturelles dépassent la capacité naturelle d'autoépuration de celles-ci.

L'humanité produit un volume extraordinaire d'eau résiduaire. Chaque année, environ 450 km³ d'eaux usées sont déchargés dans les fleuves, les rivières et les lacs. Il faut les diluer dans 6 000 km³ d'eau douce pour pouvoir les transporter et les réutiliser. Ce volume représente environ deux tiers de l'ensemble du ruissellement annuel d'eau douce (9 000 km³) utilisable dans le monde (United Nations, 1990).

L'agriculture est le principal responsable de la pollution, encore plus que les industries et les municipalités. Aux États-Unis, les produits chimiques agricoles, les sédiments libérés par l'érosion et les déchets animaliers ont contaminé 280 000 km de voies d'eau. L'agriculture est responsable de 70 % de la pollution actuelle de l'eau aux USA (New York Times, 1998). En Inde, où l'approvisionnement alimentaire est tributaire de l'agriculture irriguée, plus de 44 millions d'hectares de terres de haute qualité ont été abandonnés à cause de la salinité et de l'engorgement provoqués par une surabondance d'irrigation

(Klohn et Wolter, 1998). En Europe, plus de 90 % des cours d'eau ont de fortes concentrations de nitrate, qui proviennent surtout des produits chimiques utilisés en agriculture, 5 % d'entre eux ont des concentrations qui représentent au moins 200 fois les niveaux de nitrate qu'on trouve normalement dans les cours d'eau non pollués. Par ailleurs, la moitié des lacs européens sont eutrophes à cause de leur engorgement par des éléments nutritifs agricoles et municipaux. En Europe, l'eutrophisation est devenue l'un des problèmes les plus graves des environnements d'eau douce et des environnements maritimes proches (Abramovitz, 1996).

Le phosphore et l'azote contenus dans les eaux usées d'origine domestique ou agricole, constituent des éléments nutritifs susceptibles d'entraîner une croissance excessive d'organismes (algues, plantes aquatiques, etc.) et de causer l'eutrophisation du milieu récepteur. Il y a eutrophisation quand un excédent d'éléments nutritifs stimule la croissance d'algues qui, lorsqu'elles meurent, subissent une biodégradation aérobie faisant diminuer considérablement l'oxygène dissous dans l'eau et compromettant ainsi la vie subaquatique. L'enlèvement de ces éléments des eaux usées se fait essentiellement par des procédés physico-chimiques (coagulation et floculation), par voies biologiques ou en utilisant le pouvoir épurateur de certaines plantes aquatiques flottantes.

La réduction des apports en phosphore venant des eaux usées est en général considérée comme le facteur clé de la lutte contre l'eutrophisation des rivières et des lacs. Il s'avère en effet que l'élimination de l'azote est insuffisante et ne constitue pas toujours un facteur limitant dans la mesure où certaines algues (cyanobactéries) sont capables de fixer l'azote atmosphérique.

Dans les stations d'épuration classiques, le phosphore, contrairement à l'azote, ne peut-être éliminé de la phase liquide que par son incorporation dans les boues primaires (chimiques) ou dans les boues biologiques en excès

(traitement secondaire). Le rendement des systèmes biologiques est fortement dépendant de la quantité de boues biologiques excédentaires produites ainsi que de la teneur de ces boues en phosphore. On peut observer des réductions de l'ordre de 20 à 30 % du phosphore en moyenne ce qui est insuffisant pour lutter contre l'eutrophisation qui implique une élimination plus poussée des nutriments tels que le phosphore.

1.2 Procédés biologiques

Le principe de la déphosphatation biologique consiste en une suraccumulation de phosphore dans la biomasse. Si des teneurs de 2 à 3 % en phosphore dans les boues sont obtenues sous des conditions normales et correspondent aux besoins des bactéries, le mécanisme de suraccumulation nécessite de placer la biomasse alternativement en phase anaérobie et aérobie.

En phase anaérobie, des bactéries acétogènes anaérobies facultatives utilisent le carbone organique pour produire de l'acétate. Dans les organismes vivants, l'acétate est le point de passage obligé entre le métabolisme des glucides et celui des lipides. L'acétate est ensuite réutilisé par d'autres bactéries aérobies qui ne peuvent utiliser qu'une gamme de substrats plutôt limitée. Elles stockent celui-ci et l'énergie utilisée pour ce stockage provient de l'hydrolyse du polyphosphate ce qui explique la phase de relargage de phosphate dans le milieu.

En phase aérobie, ces mêmes bactéries trouvent dans l'oxygène l'accepteur d'électrons nécessaire à leur métabolisme. Les stocks engrangés sont utilisés pour leur croissance et la reconstitution de leur réserve en polyphosphate. Cette réabsorption est plus importante que ce qui avait été relargué en anaérobiose. Ainsi, par succession de phases anaérobies - aérobies, on peut obtenir une accumulation progressive du phosphore dans ces microorganismes jusqu'à des valeurs pouvant atteindre 10 % de leur poids sec. Ce processus

permet ainsi d'assurer une élimination du phosphore de l'ordre de 50 à 65 % dans les eaux à traiter. Cette limite impose souvent qu'on envisage des solutions complémentaires où la part de phosphore restante sera précipitée par l'ajout d'un réactif chimique.

1.3 Procédés physico-chimiques

Le procédé appelé « coagulation – floculation », consiste en une élimination chimique des phosphates par ajout de réactif qui donne naissance à un précipité complexe insoluble. Ce procédé est particulièrement adapté pour des ouvrages allant de faible à forte capacité ou lorsque la charge industrielle urbaine est importante. Les principaux réactifs utilisés sont des sels métalliques à base de fer ou d'aluminium.

Ces techniques connues et largement utilisées permettent d'atteindre des rendements d'épuration élevés de façon fiable : rendements supérieurs à 80 % et des concentrations à l'effluent inférieures à 1 mg P/L de phosphore total. La performance du traitement dépend de la qualité du réactif mis en oeuvre ainsi que des conditions de fonctionnement de la décantation secondaire. Toute augmentation de la concentration de l'effluent en MES a une incidence directe sur la qualité de rejet en phosphore. Pour des rendements supérieurs à 80 %, les quantités de réactif mises en jeu sont fondées sur des rapports molaires Fe/P ou Al/P de l'ordre de 1,5 à 1,9.

1.4 Traitement en aquaculture

Durant de vingt-cinq ans, les traitements basés sur les plantes aquatiques flottantes ont été considérés comme des technologies qui combinent le traitement des eaux usées et la production alimentaire. Cependant, leurs applications à grande échelle datent de dix ans seulement.

L'épuisement des nutriments des eaux usées y est dû essentiellement à l'activité bactérienne et à la croissance des algues, des phytoplanctons et des plantes qui résulte de la photosynthèse. Dans les trois premiers cas, le phosphore et l'azote incorporés à la matière en suspension (algues, phytoplanctons ou bactéries) sont, à moins d'envisager des purges de boues, relargués après décantation et biodégradation anaérobie ou restitués au milieu récepteur sous forme de MES. L'utilisation des plantes flottantes, par contre, constitue une solution définitive d'enlèvement de ces nutriments. Le phosphore et l'azote, nécessaires à la croissance de ces plantes, peuvent être éliminés du système de traitement par des récoltes fréquentes de la biomasse produite.

Les lentilles d'eau « duckweed » présentent la particularité d'avoir une teneur en protéine et un taux de croissance élevés. Ces plantes constituent une excellente source nutritionnelle facilement valorisable en pisciculture et en élevage de volaille et de bétail. Cette perspective présente plusieurs avantages dont, entre autres, un coût d'exploitation modéré (économie des coagulants et faible production de boues), la possibilité de revaloriser les récoltes avec un profit, le respect de l'environnement (l'atténuation des odeurs, de la prolifération d'insectes, des boues contaminées, etc.) et aucune source d'énergie autre que l'éclairage solaire n'est requise.

Aux États-Unis, l'utilisation des lentilles d'eaux dans les traitements tertiaires est classifiée par l'United States Environmental Protection Agency « USEPA » comme une technologie alternative novatrice. La biomasse récoltée est généralement compostée ou remblayée. Cependant, des possibilités de réutilisation de cette biomasse étaient déjà étudiées en 1998 (USEPA, 1998).

Dans les pays en voie de développement, les efforts sont orientés vers la revalorisation des récoltes. Par exemple, à Taiwan, au Bangladesh et en Inde, les lentilles d'eaux cultivées sur des eaux usées urbaines et rurales sont

utilisées comme un supplément alimentaire dans la pisciculture et l'élevage de volaille (Iqbal, 1999).

Les technologies extensives de traitement des eaux usées basées sur les lentilles d'eau nécessitent une superficie de 2 à 3 m²/hab. Cette contrainte constitue un obstacle considérable dans les régions fortement peuplées où le coût du terrain est élevé. Dans le cas où le traitement est jumelé à la valorisation de la biomasse en pisciculture, ce ratio devrait être multiplié par deux (Iqbal, 1999). Un prétraitement anaérobie adéquat de l'affluent des eaux usées est idéal. Il permet de transformer, grâce à l'hydrolyse microbienne, les formes complexes de l'azote et du phosphore en NH_4^+ et o-PO_4^{3-} facilement assimilables par les plantes (Alaerts *et al.*, 1996). Ce traitement, non obligatoire, peut être conçu sous forme d'un digesteur clos ou d'un étang ouvert. L'avantage du premier est la possibilité de récupérer le biogaz et d'atténuer la croissance des algues. Cependant, un tel système s'avère onéreux à installer et à opérer. Dans le deuxième cas, il s'agit d'un décanteur conventionnel facile à construire et à gérer de 2 à 3 m de hauteur et 1 à 6 jours de temps de séjour. Comparé à un digesteur clos, il présente certains inconvénients tels que des mauvaises odeurs, une charge en matière en suspension à l'effluent assez élevée, plus d'espace pour le construire et un aspect physique déplaisant.

Actuellement, il n'existe pas de technologie intensive dans cette catégorie de traitement. L'obstacle majeur au développement d'une telle technique réside dans le fait que la croissance des plantes flottantes nécessite un apport d'énergie lumineuse et implique des difficultés liées à la vitesse d'écoulement (Duffield et Edwards, 1981). En outre, l'expansion bidimensionnelle de ces plantes limite l'efficacité d'enlèvement des nutriments à comparer à un système de traitement biologique (expansion tridimensionnelle des bactéries). Elle

implique un rapport surface « transversale : hauteur » plus important à taux de croissance égaux.

1.5 Objectifs du projet

La conception et la gestion des systèmes aquatiques de traitement des eaux usées basés sur le pouvoir épurateur des lentilles d'eau ont été jusqu'à maintenant fondées essentiellement sur des considérations empiriques. Le présent travail est consacré à l'étude de la croissance de *Lemna minor*, l'espèce des lentilles d'eau la plus répandue sur le globe. L'objectif visé consiste à établir un modèle mathématique de croissance de cette plante dans des conditions contrôlées. Il propose une nouvelle approche, différente de la théorie des boues activées, qui intègre des concepts mieux adaptés à la cinétique de croissance des lentilles d'eau en mettant en évidence l'existence d'une densité des lentilles mises en culture et des taux d'enlèvement des nutriments optimaux. Il introduit, en outre, des nouveaux concepts tels que le taux intrinsèque de croissance (défini comme étant la limite du taux de croissance de 1^{er} ordre quand la densité surfacique des lentilles d'eau en culture tend vers zéro) et la densité limite de croissance au-delà de laquelle ce taux est nul. Tout au long du présent rapport, la densité des lentilles mise en culture désignera la densité surfacique, c'est à dire, la masse des lentilles mise en culture rapportée à la surface disponible à la croissance de ces plantes.

Le présent travail de recherche est divisé en deux parties. La première est consacrée à l'étude de l'effet de la densité des lentilles d'eau mises en culture sur le taux de croissance et la production de biomasse. La seconde partie s'arrête, quant à elle, à l'étude de l'influence de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur le taux intrinsèque de croissance. Ce modèle permettra ainsi d'estimer certains facteurs clés considérés dans le dimensionnement et l'exploitation des technologies basées sur cette catégorie de traitement dont, entre autres, la

densité et la fréquence de récolte des lentilles en culture, les taux optimaux d'enlèvement des nutriments et la production de biomasse prévisible. Par ailleurs, la méthodologie adoptée pour atteindre les objectifs fixés est validée par des bilans massiques de phosphore et d'azote réalisés tout au long de ce projet.

CHAPITRE 2

REVUE DE LA BIBLIOGRAPHIE SCIENTIFIQUE

2.1 Systèmes aquatiques de traitement des eaux usées

Les traitements extensifs des eaux usées en aquaculture sont basés principalement sur l'optimisation de trois mécanismes, à savoir : l'activité bactérienne, la sédimentation due à la décantation de la matière en suspension et l'assimilation de certaines formes de pollution par les plantes aquatiques (USEPA, 1998; Körner *et al.*, 1998; Körner et Vermaat, 1998). Par rapport à un système conventionnel de traitement, les plantes aquatiques créent dans le biota un environnement favorable qui permet d'améliorer l'efficacité des processus, physico-chimiques et biologiques, d'enlèvement de la DBO, des MES et des macroéléments (figure 2.1). Elles contribuent, en outre, à l'élimination de 30 à 50 % de la charge polluante, le reste du travail est assuré par les biofilms des bactéries attachés à ces plantes, aux parois du bassin et aux sédiments (Körner et Vermaat, 1998). Les plantes aquatiques fonctionnent comme un «biofiltre», elles offrent un support au développement des bactéries, participent au transfert de l'oxygène via leurs racines et créent en conséquence une zone aérobie favorable à la croissance des bactéries hétérotrophes (Rao, 1986; Al-Nozaily *et al.*, 2000a). Les plantes aquatiques peuvent être classées, selon leurs morphologies, en trois classes : les plantes flottantes telles que les lemnaées, les plantes submergées et les plantes enracinées (figure 2.2). Le tableau 2.1 présente quelques fonctions des différentes parties des plantes aquatiques.

Les systèmes aquatiques de traitement des eaux usées peuvent être naturels ou artificiels, aérés ou non aérés. Ce sont généralement des bassins peu profonds (0,30 à 1,5 m) (Alaerts *et al.*, 1996; Körner *et al.*, 1998), conçus en tranché ou sous forme d'étangs. Une coupe type d'un système artificiel de traitement est présentée à la figure 2.3.

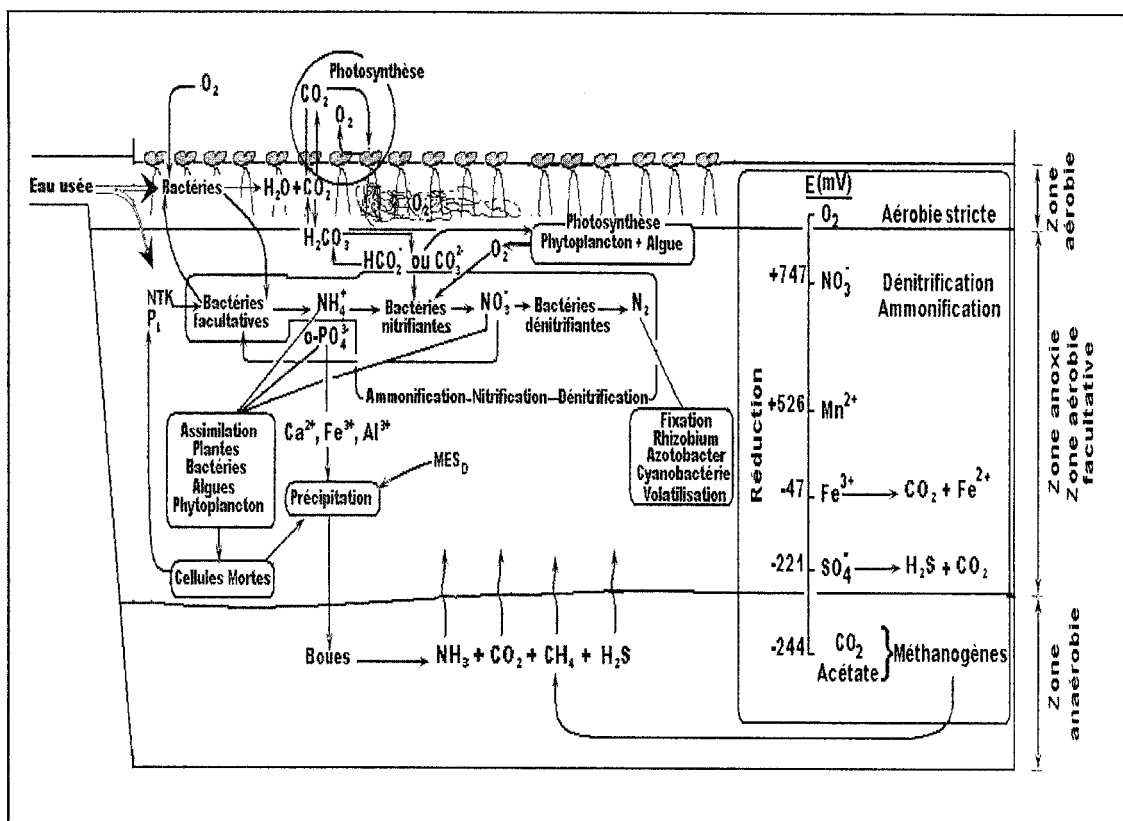


Figure 2.1 - Quelques mécanismes communs aux étangs des eaux usées.

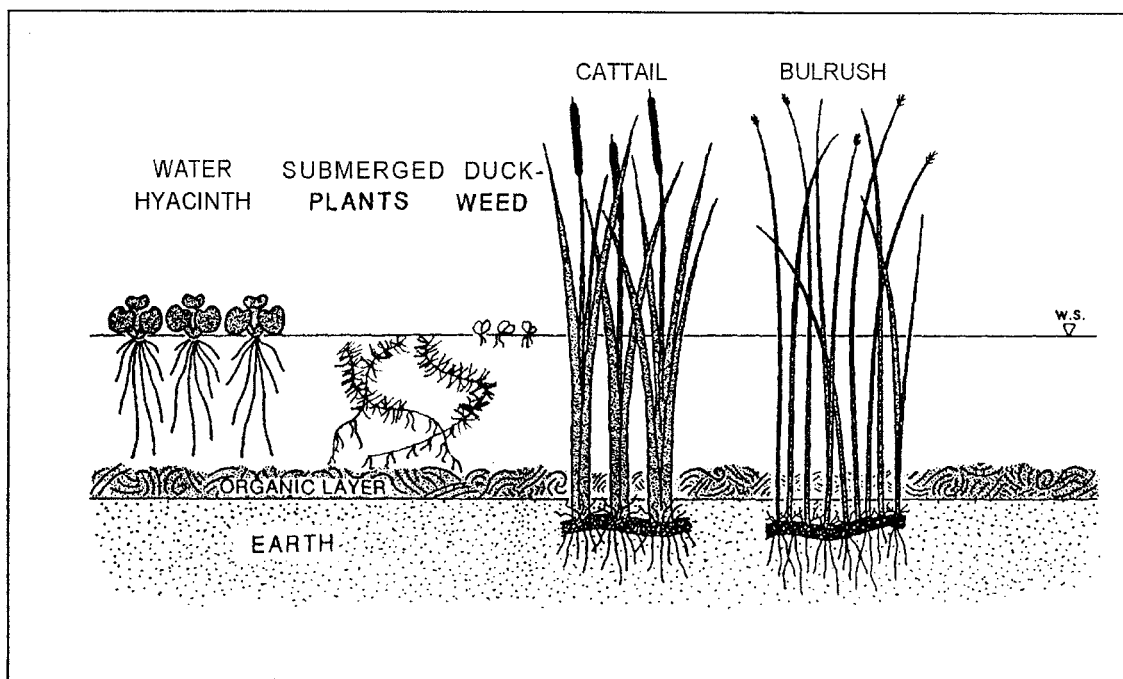


Figure 2.2 - Morphologies des plantes aquatiques communes (USEPA, 1998).

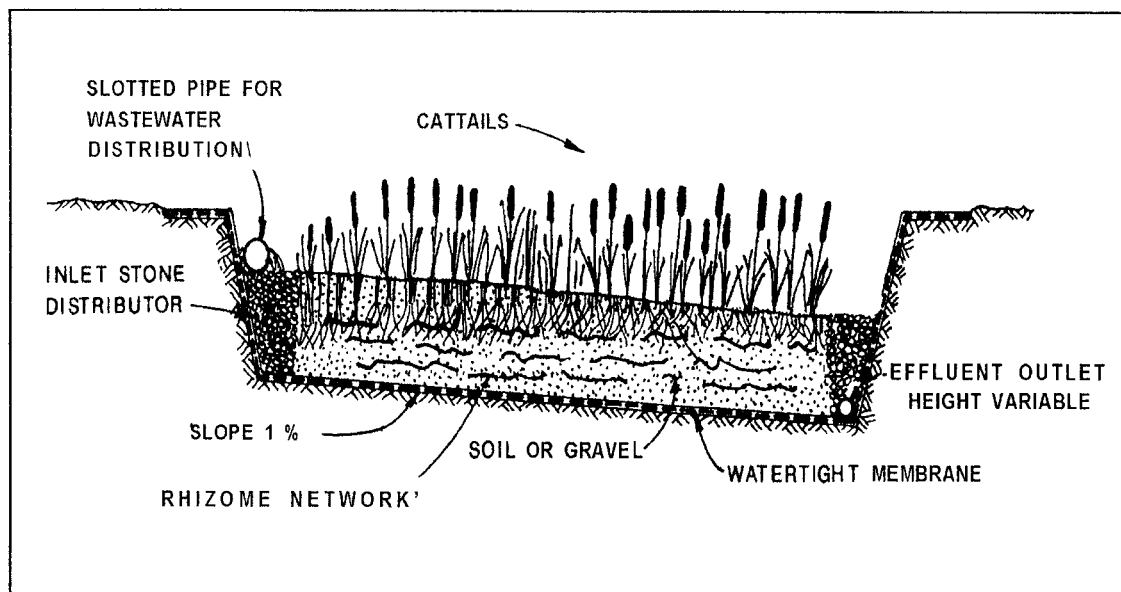


Figure 2.3 - Coupe type d'un système de traitement d'eau usée en aquaculture (USEPA, 1998).

Tableau 2.1 - Fonctions des plantes dans les systèmes aquatiques (adapté à partir de USEPA, 1998).

Partie de la plante	Fonction
Racines et / ou tiges immergées dans l'eau	Surface de croissance des bactéries. Stabilité de la plante Filtration et adsorption des solides
Tiges et/ou feuilles au-dessus de la surface de l'eau	Écran solaire Limitent la prolifération des algues Réduisent les effets du vent sur l'eau Participent dans le transfert des gaz de l'atmosphère vers l'eau

La littérature révèle que les plantes aquatiques les plus utilisées en traitement des eaux usées sont la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) et les lentilles d'eau. Ce choix se justifie par la multitude d'avantages qu'offrent ces espèces. Les lentilles d'eau, par exemple, sont capables d'assimiler des quantités importantes de nutriments dans des conditions environnementales très variables. À comparer à d'autres plantes aquatiques, elles sont moins sensibles aux basses températures et aux fluctuations de pH, elles tolèrent des grandes charges de

nutriments (Dinges, 1982) et peuvent absorber les métaux lourds et dégrader, par le biais du biofilm attaché, de nombreux composés toxiques (Landolt et Kandeler, 1987). En outre, leur composition nutritionnelle, riche en protéines, présente un fort potentiel de valorisation (moulée protéinique destinée aux animaux d'élevage). Elles sont faciles à récolter, contribuent à la réduction des MES en limitant la croissance des algues et constituent une barrière efficace contre le développement et la prolifération des odeurs et des insectes. Landolt et Kandeler (1987) ont rapporté que parmi les macrophytes, les lemnacées ont une grande capacité d'assimilation des macroéléments tels que N, P, Ca, Na et Mg. Cependant, cette constatation n'est pas partagée par d'autres sources bibliographiques. En effet, le tableau 2.2 suggère que les lentilles d'eau ont des taux d'enlèvement en phosphore et en azote relativement faibles comparativement à d'autres plantes aquatiques. Toutefois, Gijzen et Khondker (1997) ont souligné que malgré cette disparité dans les données bibliographiques, il est très bien établi que les lentilles d'eau ont un fort potentiel d'assimilation des nutriments.

La jacinthe d'eau a été largement utilisée pour ses taux d'enlèvement élevés des nutriments (tableau 2.2). Cependant, cette plante est très sensible aux variations des conditions thermiques de l'eau et de l'air. Elle peut, par exemple, survivre pendant 24 heures à une température d'air allant de 0,5 à -5 °C, mais elle meurt à -6 °C. Entre 8 et 15 °C, sa croissance devient plus lente impliquant un ralentissement de l'activité métabolique et par suite une diminution des taux d'enlèvement des nutriments (WPCF, 1990). Son espérance de survie décroît en fonction de la durée d'exposition à des températures inférieures à 7 °C; elle semble mieux adaptée au climat tropical.

D'autres espèces ont fait l'objet d'utilisations semblables, à titre d'exemple on peut citer : la Pistie, les Ceratoptéris et les Alternantheres, mais toutes présentent des problèmes d'application ou un rendement inadéquat

d'enlèvement du phosphore ou de l'azote (WPCF, 1990). Le tableau 2.3 présente une comparaison entre la jacinthe d'eau et les lentilles d'eau utilisées dans le traitement des eaux usées.

Tableau 2.2 - Taux d'enlèvement du phosphore et de l'azote de quelques plantes aquatiques durant les saisons d'été et d'hiver (adapté à partir de Reddy et DeBusk, 1985).

Plante	Taux d'enlèvement de N (mg N · m ⁻² · d ⁻¹)		Taux d'enlèvement de P (mg P · m ⁻² · d ⁻¹)	
	Été	Hiver	Été	Hiver
Jacinthe d'eau (<i>Eichhornia crassipes</i>)	1278	254	243	49
<i>Lactuca sativa</i>	985	258	218	72
hydrofilicales (<i>Salvinia</i>)	406	96	105	32
Ombellifères (<i>cotylédon</i>)	365	370	86	81
Lentilles d'eau (<i>Lemna minor</i>)	292	70	87	18
Lentilles d'eau (<i>S. polyrrhiza</i>)	151	135	34	34
hydrofilicales (<i>Azolla</i>)	108	48	33	10
<i>Egeria</i>	125	121	48	38

2.2 Biologie des lentilles d'eau

Les lentilles d'eau, de la famille des lemnacées, sont des plantes monocotylédones flottantes de petite taille que l'on retrouve partout à travers le monde (Oron et Willers, 1989; figure 2.4). Elles évoluent généralement sur des étendues d'eau stagnante ou dans des cours d'eau de faible débit contenant des quantités suffisantes de nutriments (USEPA, 1998; Haustein *et al.*, 1990). La famille des lemnacées est composée de cinq genres : *Lemna*, *Spirodella*, *Landoltia*, *Wolffia* et *Wolffiella* (Cole et Voskuil, 1996). Près de quarante espèces ont été répertoriées à travers le monde dans une multitude d'environnements aquatiques (Landolt; 1986, 1992, 1994 et 1998; annexe A).

Leur mode de reproduction, très rapide, se fait principalement par voie de gemmation, toutefois, elles peuvent se multiplier sexuellement (Landolt, 1986).

Leur structure végétale est simple; elle est constituée d'un thalle de 1 à 15 mm de diamètre (resp. *Wolffia arrhiza* et *Spirodella polyrrhiza*), sans différenciation de racine, de tige ou de feuille (Haustein *et al.*, 1990; figure 2.5).

Tableau 2.3 - Comparaison entre les lentilles d'eau et la jacinthe d'eau (Iqbal, 1999)

•Critère	Lentilles d'eau	Jacinthe d'eau
Tolérance aux basses températures.	•Élevée.	•Moins élevée. •Mieux adaptée au climat chaud.
Capacité d'assimilation des nutriments.	•Élevée, mais petite surface de contact avec l'eau. •Grande tolérance aux variations de charge.	•Élevée à cause de la grande surface de contact entre l'eau usée et les racines.
L'abattement de la DBO.	•Faible. •Petite surface spécifique offerte au biofilm de bactérie. •Faible tolérance aux grandes charges organiques (DBO < 200 mg O ₂ /l).	•Grand. •Grande surface spécifique offerte au biofilm de bactérie. •Possibilité de traitement de grandes charges organiques (> 1000 mg O ₂ /l).
Enlèvement des métaux lourds et des composés toxiques.	•Grand.	•Grand.
Profil alimentaire (% base sèche).	•Protéine (30 à 45). •Fibre (7 à 14). •Graisses (3 à 7). •Azote (4 à 6). •Phosphore (1,1 à 1,5). •Teneurs élevées en vitamines et minéraux.	•Protéine (10 à 25). •Fibre (17 à 20). •Graisses (1 à 3). •Azote (3 à 4). •Phosphore (0,5 à 0,8).
Utilisation de la biomasse.	•Grande qualité nutritionnelle pour la pisciculture et l'élevage d'animaux. •Fabrication de fertilisants. •Fabrication de méthane et d'éthanol. •Fabrication de papier. •Plante médicinale.	•Difficilement valorisable en pisciculture. •Possibilité de valorisation comme supplément alimentaire en élevage d'animaux mais à coûts élevés. •Fabrication de papier •Fabrication de gaz biologiques. •Compostage.
Économie d'eau.	•Faible taux d'évapotranspiration comparé à un système ouvert	•Taux d'évapotranspiration égale ou légèrement élevé par rapport à un système ouvert.

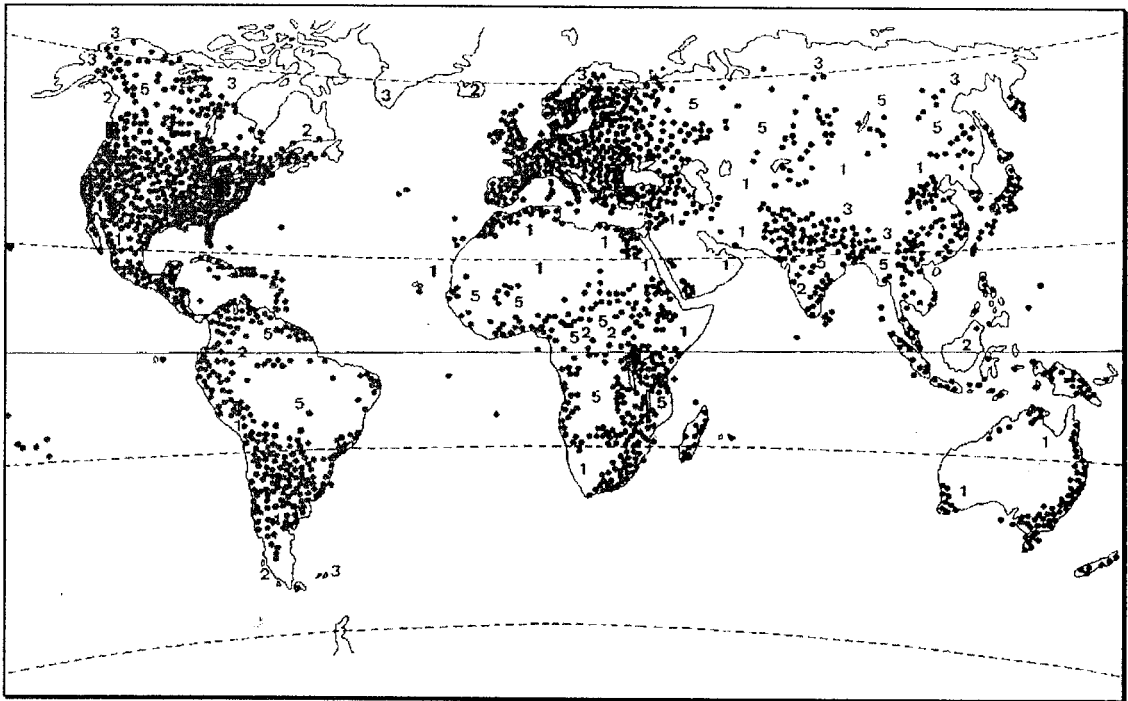


Figure 2.4 - Distribution des lentilles d'eau dans le monde (Cross, 2002).

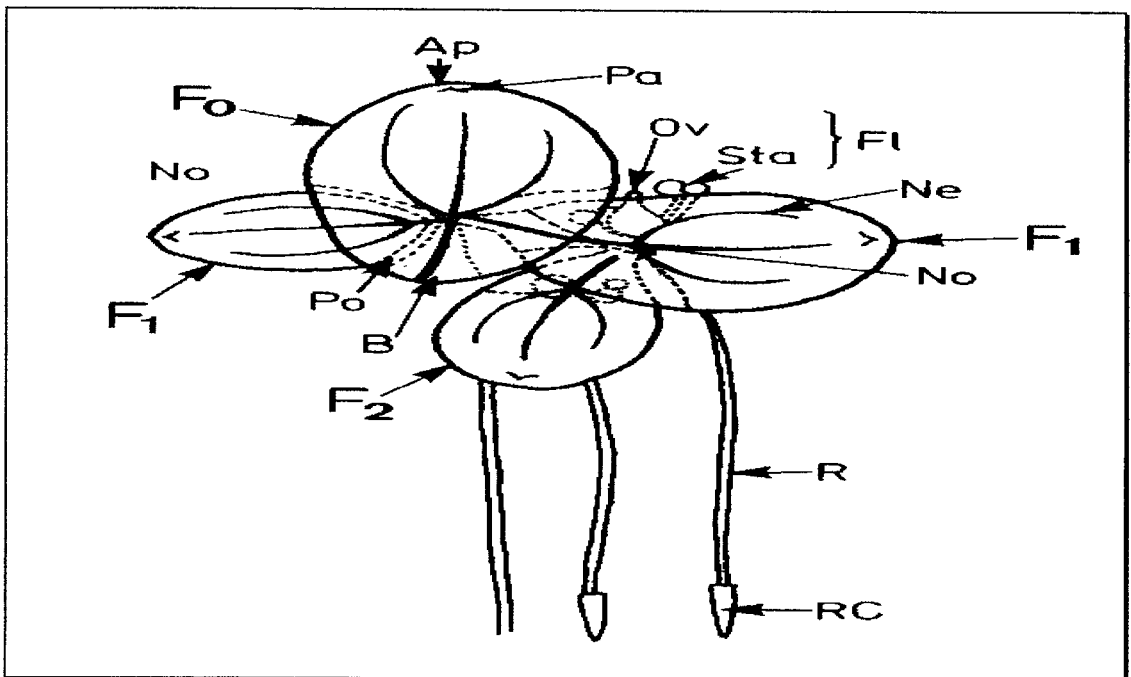


Figure 2.5 - Anatomie de *Lemna minor* (Landolt, 1986).

Légende : A_p : apex, B : base, F_0 : fronde mère, F_1 : fronde fille première génération, F_2 : fronde fille deuxième génération, F_l : fleur, N_e : nervure, N_o : nodule, O_v : ovaire, P_a : papule, P_o : poche, R : racine, R_C : coiffe racine, Sta : étamine.

Les lentilles d'eau ont une forte teneur en protéines qui varie généralement entre 15 et 40 % dépendamment de l'espèce, de la composition du milieu de croissance et du taux d'échange de l'azote entre le milieu de culture et les lentilles d'eau (Culley, 1976 dans Porath *et al.*, 1979; Leng *et al.*, 1995; Nguyen et Preston, 1998; figure 2.6). Elles contiennent, en outre, une faible teneur en fibres qui rend leur biomasse potentiellement revalorisable et leur permet d'être compétitives par rapport à d'autres plantes comme le soja et la luzerne (Porath *et al.*, 1979; tableau 2.4).

L'évolution de ces plantes au cours de millions d'années dans des eaux à fortes teneurs en matière organique (marais, lagune, delta, etc.) leur a permis de développer des propriétés spécifiques et de s'adapter à une multitude de conditions géographiques et climatiques. À l'exception des climats désertiques et glaciaux, on les rencontre sous toutes les latitudes où elles sont disséminées par les oiseaux et lors d'inondations. Le caractère opportuniste des lentilles d'eau, apparenté à celui des bactéries, leur confère la possibilité d'une croissance végétative extrêmement rapide lorsque les conditions de température, de luminosité et de disponibilité d'éléments nutritifs sont réunies (Filbin et Hough, 1985). Au Québec, ces conditions sont rencontrées dans les systèmes de traitement des eaux usées de type « étangs aérés ou non aérés » pendant la période de croissance végétale (saison estivale).

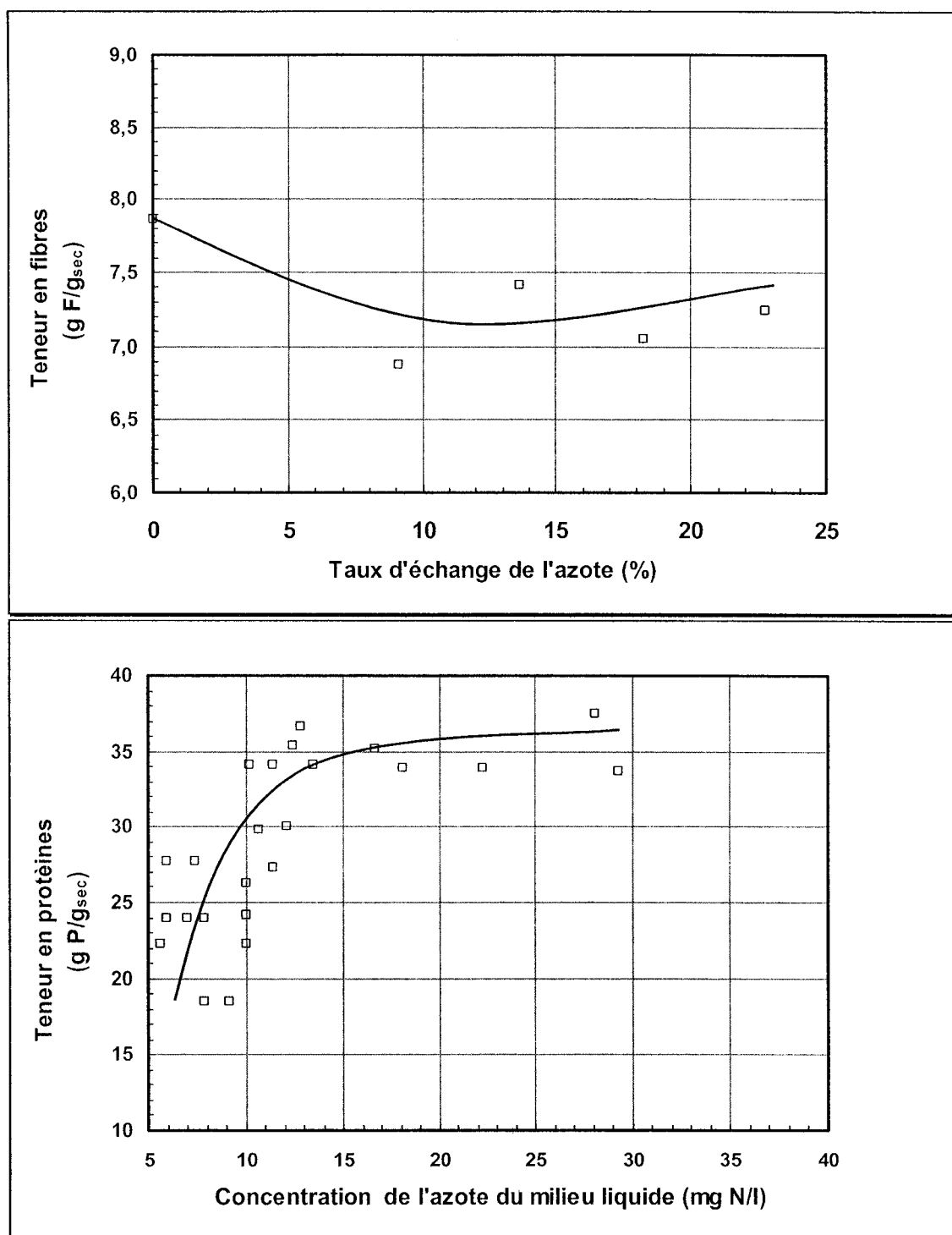


Figure 2.6 - Variation de la teneur des lentilles en fibres et protéines en fonction de la concentration et du taux d'échange d'azote (Nguyen et Preston, 1998).

Tableau 2.4 - Valeurs nutritionnelles des lentilles d'eau selon différents auteurs.

Nutriments (%)	Rusoff <i>et al.</i> (1977)	Hillman et Culley (1978)	Oron et Willers (1989); Körner et Vermaat (1998)
Protéines	37,5	37,5	35,0 à 40,0
Graisses	3,5	5,0	5,0
Fibres	13,0	7,5	9,0
Cendres	13,0	11,0	15,0
Calcium	1,0	-	-
Potassium	2,4	-	-
Phosphore	0,7	-	1,1 à 1,5
Azote	-	-	4,0 à 6,0

2.3 Facteurs importants pour la croissance des lentilles d'eau

La croissance des lentilles d'eau est régie par l'ensemble des facteurs biotiques et abiotiques de l'environnement où elles évoluent. Toutefois, la température et l'ensoleillement semblent y jouer un rôle plus important que celui des concentrations des nutriments (Leng *et al.*, 1995). En conditions optimales, leur biomasse peut doubler en deux jours (Porath *et al.*, 1979), elles peuvent croître rapidement jusqu'au quasi-épuisement des nutriments (Leng *et al.*, 1995) et elles sont capables d'accumuler les métaux avec des facteur de 10^5 par rapport à la teneur normale dans la plante (Iqbal, 1999).

2.3.1 Température

Les lentilles d'eau utilisées dans le traitement des eaux usées sont capables de se reproduire à des températures allant de 5 à 30 °C (Oron et Willers, 1989) avec un optimum situé entre 23 et 31 °C, dépendamment de l'espèce (Iqbal, 1999; Boniardi *et al.*, 1999). Elles subissent un stress entre 31 et +35 °C (Iqbal, 1999) et une forte inhibition de la photosynthèse à 45 °C (Filbin et Hough, 1985). Dans les régions où la température peut descendre en dessous de zéro pour une partie de l'année, elles coulent au fond du plan d'eau et demeurent inactives sous une forme appelée turion jusqu'à que les conditions redeviennent plus propices à leur croissance (Iqbal, 1999). La figure 2.7

présente les variations du taux de croissance de différentes espèces de lemnaées en fonction de la température.

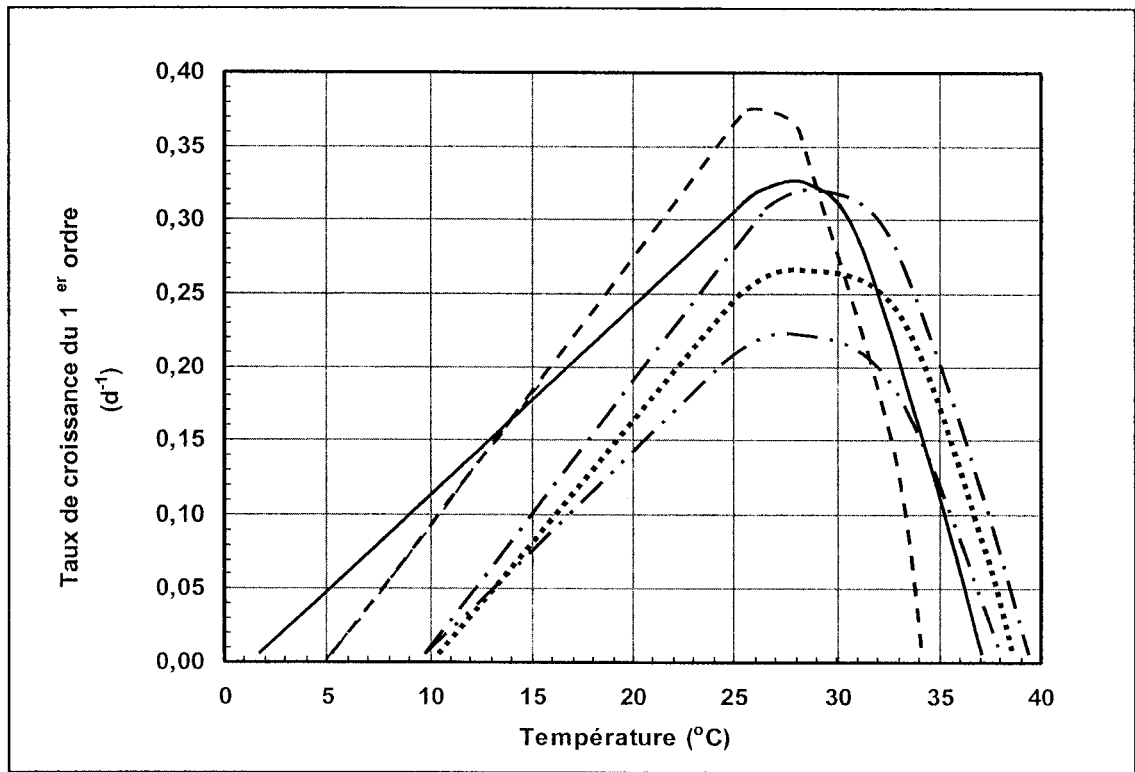


Figure 2.7 - Variations du taux de croissance de différentes espèces de Lemnacees en fonction de la température (Landolt, 1986).

Légende : --- *L. turionifera*; — *L. minor*; -.- *S. polyrrhiza*; *W. borealis*; -.-.- *W. colombiana*

2.3.2 Ensoleillement

La croissance des lentilles d'eau dépend de l'intensité et de la photopériode de l'ensoleillement auquel elles sont exposées. Les rendements de la photosynthèse et de la photorespiration atteignent leurs valeurs maximales au début de l'après-midi et leurs valeurs minimales le soir (36 à 60 % de la valeur maximale). Dans l'hémisphère Nord, la croissance de ces plantes est optimale durant la période allant de mi-juin au début de septembre, elle s'étale par contre sur toute l'année dans les régions ayant un climat tropical ou tempéré (Filbin et Hough, 1985). La saturation lumineuse pour *Lemna minor*, par exemple, est atteinte entre $342 \mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (35 klux) et $440 \mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (45 klux).

Cependant, cette plante peut résister à des intensités de $700 \mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ sans aucun effet d'inhibition apparent (Filbin et Hough, 1985).

Une exposition intense des lentilles à certains types de radiations peut s'avérer nuisible. Par exemple, les rayons UV peuvent entraîner, à une intensité de $0,4 \text{ mW}/\text{cm}^2$, des dommages irréversibles au niveau des métabolismes de croissance et de maintien de ces plantes (Farooq *et al.*, 2000).

Par ailleurs, une longue photopériode influence positivement le taux de croissance des lentilles d'eau (Landolt et Kandeler, 1987). Toutefois, une période d'éclairage supérieure à 18 heures inhibe l'élongation des racines et la scission des frondes suggérant une implication du phytochrome (George et Nielsen, 1983). Le point de compensation de cette catégorie de plante se situe dans la gamme d'intensité allant de $7,3 \mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (747 lux) à $39 \mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (4 klux); les lentilles d'eau sont donc également des plantes d'ombre.

2.3.3 Densité et fréquence des récoltes

La densité est un facteur crucial dans la performance des traitements basés sur les lentilles d'eau. La fréquence et l'importance des récoltes ont une influence directe sur le taux croissance de ces plantes et en conséquence sur celui d'assimilation du phosphore et de l'azote. En effet, des récoltes régulières permettent un enlèvement optimal des macroéléments (N, P, Ca, Na et Mg), inhibent la croissance des bactéries nitrifiantes et les cyanobactéries (algues bleues vertes capables de fixer l'azote de l'atmosphère) et assurent le renouvellement de la biomasse. Reddy et Tucker (1983) ont rapporté que le rapport d'élimination de phosphore peut atteindre 87 % entre un bassin récolté et un autre non récolté. La fréquence et la fraction récoltée optimales, en l'absence de modèle mathématique, sont basées sur des considérations empiriques. Alearts *et al.* (1996) ont rapporté qu'une densité de $1600 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2$

optimise la productivité, tandis que Koles *et al.* (1987) ont révélé une valeur de $1250 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2$. D'autres densités moins importantes allant de 400 à $800 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2$ ont été relatées par Skillicorn *et al.* (1993). Par ailleurs, DeBusk *et al.* (1981), Reddy *et al.* (1983), Körneer et Vermaat (1998) et Sutton et Ornes (1975) ont mentionné que l'augmentation de la densité inhibe la croissance des lentilles d'eau (figure 2.8). Le tableau 2.5 résume quelques stratégies de gestions des récoltes rencontrées dans la littérature.

Tableau 2.5 - Fréquence et importance optimales des récoltes selon différents auteurs.

Conditions	Plante	Fréquence de récolte (d)	Fraction récoltée / densité finale (%)	Référence
Pleine échelle	<i>S. Polyrrhiza</i>	1	10-25	Skillicorn <i>et al.</i> (1993)
Échelle laboratoire	<i>S. Polyrrhiza</i> et <i>L. Minor</i>	1	10	Whitehead <i>et al.</i> (1987)
Pleine échelle	<i>S. Polyrrhiza</i>	2-3	-	Alaerts <i>et al.</i> (1996)
Pleine échelle	<i>Lemna</i> et <i>Wolffia</i>	7	80	Edwards <i>et al.</i> (1987)
Pleine échelle	<i>S. Polyrrhiza</i>	11	-	Edwards <i>et al.</i> (1987)
Échelle pilote	<i>Spirodela</i> et <i>Lemna</i>	1-3	25	Edwards <i>et al.</i> (1992)
Pleine échelle	Lemnacées	7	-	Metcalf et Eddy (1991)
Échelle pilote	<i>L. Gibba</i> et <i>S. Punctata</i>	14	-	Koles <i>et al.</i> (1987)

2.3.4 Temps de rétention hydraulique

Le temps de rétention hydraulique joue un rôle très important dans la performance des traitements des eaux usées basés sur le pouvoir épurateur des lentilles d'eau. Il doit être fixé de manière à éviter des carences en macroéléments (N, P, Ca, Na et Mg). Oron et Willers (1989) ont relevé des teneurs en protéines élevées et des taux de croissances importants pour des temps de rétention de la biomasse courts (5 et 10 jours).

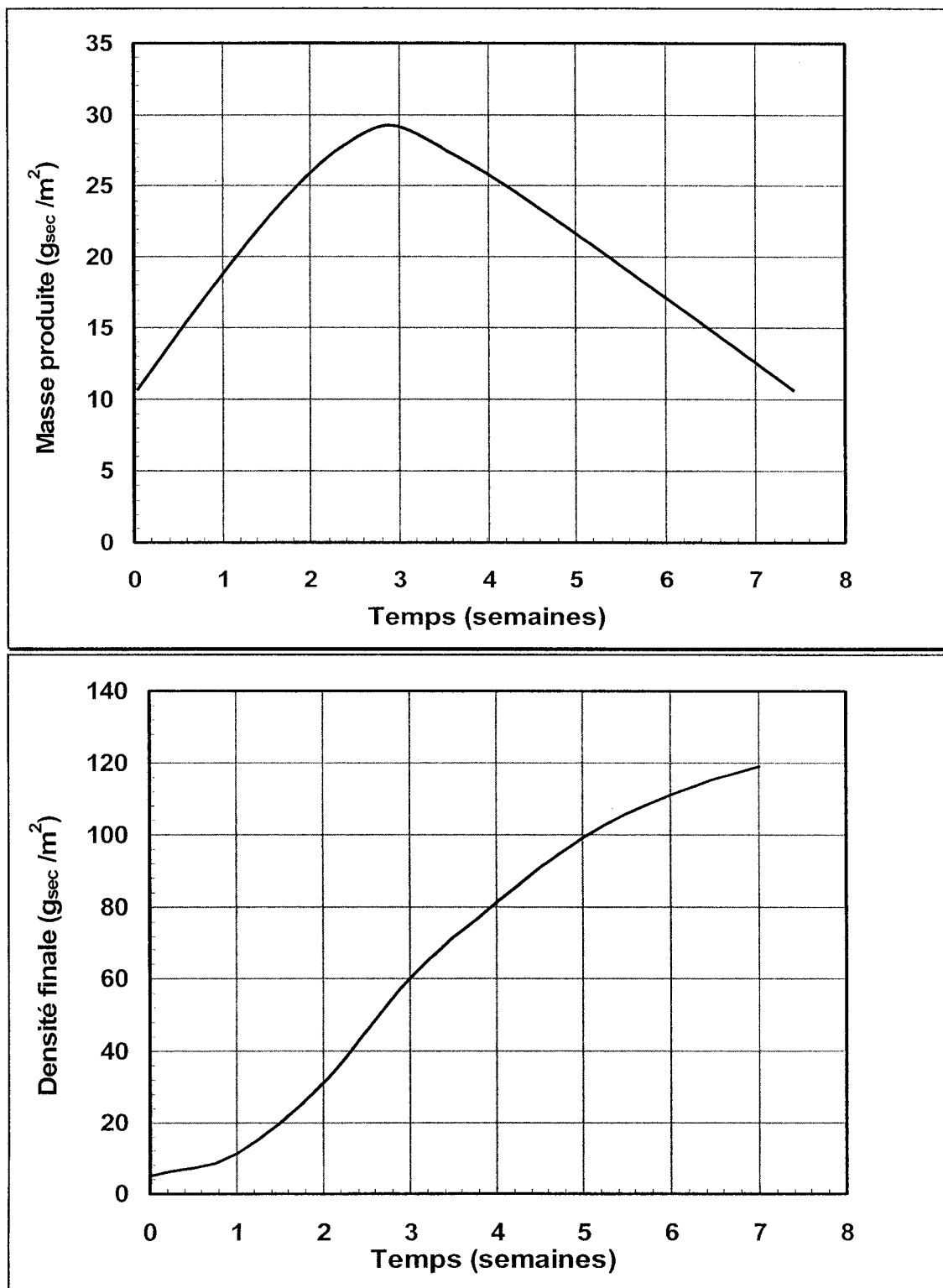


Figure 2.8 - Variation de la production et de la densité des lentilles en fonction du temps (Sutton et Ornes, 1975).

Selon ces mêmes auteurs, des temps de séjour plus longs (> 20 jours) peuvent entraîner l'épuisement des nutriments et donc la détérioration des conditions de croissance et de santé des lentilles d'eau, et en conséquence une baisse de la performance du système de traitement. Par contre, Metcalf et Eddy (1991) ont rapporté que des temps de rétention de l'ordre de 20 à 25 jours sont nécessaires pour atteindre des niveaux acceptables d'enlèvement de pathogènes. Le choix du temps de séjour, selon ces auteurs, dépend de la fréquence et de l'importance des récoltes, de la profondeur du système de traitement, des charges en matière organique (DBO) et en nutriments (essentiellement N et P) ainsi que des exigences de rejet.

2.3.5 Profondeur du système de traitement

La profondeur joue un double rôle dans cette catégorie de traitement. D'une part, elle régularise la température de l'eau (effet tampon) et d'autre part, elle définit l'importance du contact entre l'eau usée, les lentilles d'eau et le biofilm attaché. La profondeur optimale, selon différents auteurs, se situe entre 0,4 et 0,9 m, toutefois, des valeurs aussi importantes que 5 m s'avèrent techniquement possible dans les traitements des eaux usées à faible charge organique (Lemna Corporation, 1994). Le choix de la profondeur de conception dépend du taux de recirculation, de la charge organique, de l'importance des fluctuations journalières et annuelles de la température ambiante et du coût du terrain. Metcalf et Eddy (1991) ont suggéré de munir les systèmes de traitement en aquaculture de structures de contrôle de la profondeur afin d'optimiser leurs efficacités.

2.3.6 Influence du vent et des courants d'eau

La culture des lentilles d'eau est peu recommandable dans les régions à forte activité éolienne. Le vent entraîne mécaniquement les lentilles vers les bords des étangs où elles s'empilent les unes sur les autres

(O'Bryan, 1998; Iqbal, 1999). Si elles ne sont pas remplacées, ce qui requiert de la main d'œuvre, elles meurent. Dans ces circonstances, l'efficacité du traitement est compromise, car les taux d'enlèvement de phosphore et d'azote sont proportionnels à la surface couverte. La vitesse de l'eau a des effets similaires sur la culture des lentilles d'eau. Duffield et Edwards (1981) ont rapporté que des vitesses d'écoulement supérieures à 0,1 m/s affectent considérablement la croissance de ces plantes. Toutefois, cette difficulté peut être contournée par l'installation d'un système de barrières flottantes ou par une culture mixte impliquant d'autres espèces de lemnaées mieux adaptées à ces conditions. À ce propos, Lemna Corporation a breveté un système de quadrillage rectangulaire en polyéthylène de haute densité (treillis) qui s'avère bien adapté à ce genre de culture. La superficie des mailles peut varier de 25 à 50 m², elle est inversement proportionnelle aux vitesses de l'écoulement et du vent (Lemna Corporation, 1994).

2.3.7 Effets de la pluie et de l'étiage

Des périodes prolongées d'étiage peuvent augmenter les concentrations de certains inhibiteurs présents normalement dans les eaux usées et accentuer les variations de pH et de température de manière à compromettre la croissance des lentilles d'eau. Skillicorn *et al.* (1993) ont rapporté qu'un apport adéquat d'eau de surface ou souterraine, pendant les périodes sèches de l'année, s'avère nécessaire pour maintenir un niveau minimal d'eau de 20 cm et assurer en conséquence le pouvoir tampon de l'eau.

Par ailleurs, dans les régions où l'eau est une ressource limitée, l'utilisation des lentilles d'eau peut contribuer à l'économie de cette ressource. En effet, le tapis de lentilles forme une barrière physique qui empêche la lumière de traverser l'eau en profondeur et par suite contrecarre l'évaporation de celle-ci. Oron *et al.* (1987), à titre d'exemple, ont relevé une diminution de 30 % du taux

d'évaporation moyen entre des systèmes de traitement d'eau usée couverts de lenticules et des systèmes conventionnels ouverts.

Contrairement à l'étiage, la pluie a un effet de dilution sur les eaux usées. Elle entraîne des fluctuations de température, de pH et des concentrations de l'ensemble des éléments chimiques qui régulent la croissance des lentilles d'eau. Elle peut assurer, par ailleurs, des apports en sulfures, phosphates, nitrates et bicarbonates, participer à la scission forcée des feuilles, débarrasser la biomasse en culture des éléments indésirables (algues, bactéries, champignons, parasites, et prédateurs) et en conséquence, créer des meilleures conditions de croissances et d'assimilation des nutriments (Gijzen et Khondker, 1997).

2.3.8 Effets du pH et de la concentration de l'ammoniaque totale

Les lentilles d'eau peuvent évoluer dans des plages de pH importantes. McLay (1976), a rapporté que *Lemna minor*, par exemple, tolère des variations de pH allant de 4 à 10 (tableau 2.6). Toutefois, le taux de croissance des lenticules décroît progressivement à des pH inférieurs à 5,5 ou supérieurs à 7,5 jusqu'à ce que les valeurs extrêmes respectivement de 3 et de 10 soient atteintes. Au delà de celles ci, la croissance est fortement inhibée et des changements physiologiques voire métaboliques avec un rétrécissement de la taille des thalles, une scission prématurée des frondes et une diminution de l'âge moyen des lentilles en culture.

Small (1946) et Clark (1926) ont mentionné que la croissance des plantes aquatiques et la concentration en ion d'hydrogène (H^+) interagissent dans des limites dictées par l'importance de la quantité de lentilles mises en culture, le volume du milieu de croissance et le pouvoir tampon de ce dernier. Les lenticules ont tendance à faire varier le pH de manière à améliorer les

conditions du milieu où elles évoluent. Cependant, cette forme d'adaptation peut amener le

Tableau 2.6 - Concentrations d'ammoniaque et pH critiques pour la croissance des lentilles d'eau selon différents auteurs.

Plante	Milieu de culture	Forme d'azote	pH			Concentration limite (mg N/l)	Auteur
			Limite inf.	Optimum	Limite sup.		
<i>Wolffia arrhiza</i>	Jacob	NO_3^-	4	5	10	-	McLay (1976)
<i>Lemna minor</i>	Jacob	NO_3^-	4	6,2	10	-	McLay (1976)
<i>Sperodela oligorrhiza</i>	Jacob	NO_3^-	3	7	10	-	McLay (1976)
<i>Lemna minor</i>	Eau usée	NH_4^+ NH_3	-	6,8 à 7,8	9,9	8 (NH_3) à PH = 9,9	Körner et al. (2001)
<i>Sperodela polyrrhiza</i>	Eau usée	NH_4^+ NH_3	-	-	8,5	100	Caicedo et al. (2000)
<i>Sperodela polyrrhiza</i>	UASB	NH_4^+ NH_3	-	-	8,5	100	Caicedo et al. (2000)
<i>Sperodela polyrrhiza</i>	Huttner	NH_4^+ NH_3	-	-	7,9	100	Caicedo et al. (2000)

pH à des valeurs élevées (supérieures à 8,5) et compromettre en conséquence cette croissance. Körner et al. (2001) ont mis en évidence l'impact de l'interaction entre le pH, l'équilibre chimique $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$ (formes d'azote prédominantes dans des eaux usées) et la croissance de *Lemna gibba*. Selon ces auteurs, les effets du pH et de la concentration de l'ammoniaque totale ($\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$) sur la croissance des lentilles d'eau sont indissociables. À des concentrations inférieures à 1 mg N/l la toxicité de l'ammoniaque totale résulte de la synergie de NH_4^+ et NH_3 , toutefois, la contribution de NH_4^+ peut être négligée à des concentrations élevées de NH_3 (> 1 mg N/l). Ils ont ensuite établi des abaques qui permettent d'estimer le taux de croissance des lentilles à différents pH (6,8 à 8,7) et concentrations d'ammoniaque totale (figure 2.9). Par ailleurs, les résultats d'une étude de Caicedo et al. (2000) démontrent que la

croissance de *Spirodela polyrrhiza* (lentille d'eau) dépend de la nature du milieu de croissance, du pH et de la concentration de l'ammoniaque totale.

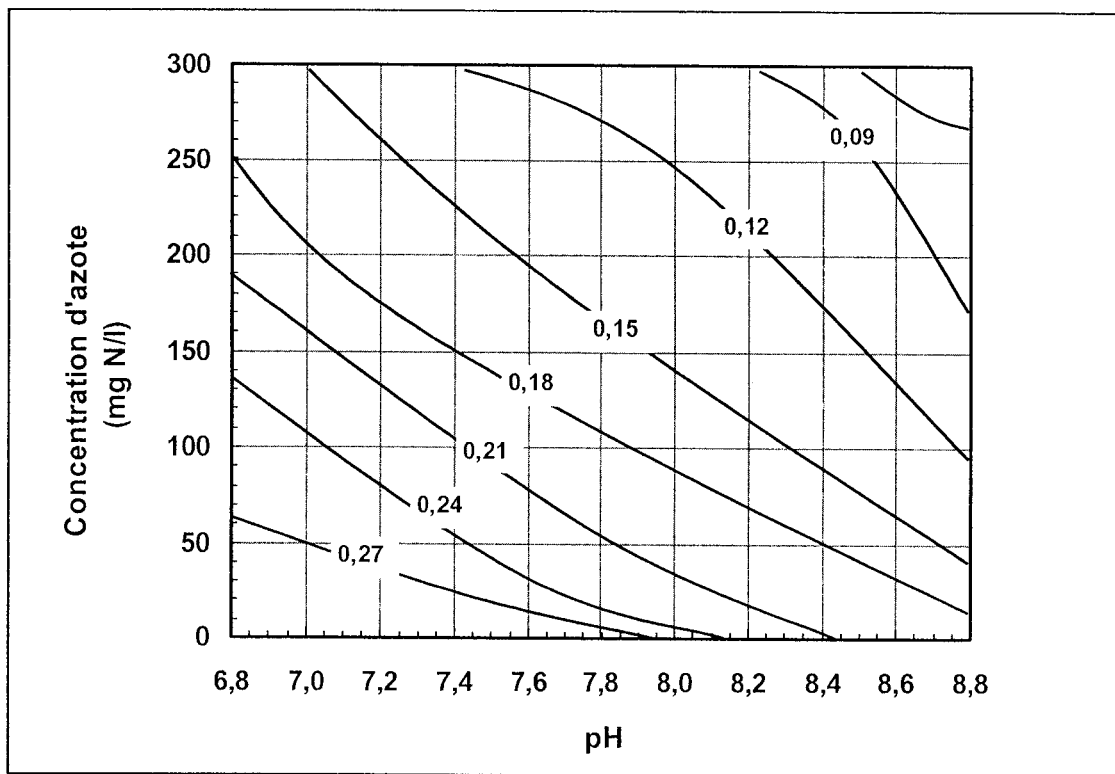


Figure 2.9 - Isolignes du taux de croissance (d^{-1}) de *Lemna gibba* en fonction du pH et de la concentration de l'ammoniaque totale à 23 °C (Körner *et al.*, 2001).

Cette étude, effectuée dans trois milieux de culture différents (tableau 2.6), montre que les lentilles d'eau tolèrent des concentrations d'ammoniaque totale comprises entre 50 et 100 mg N/l à un pH, du milieu de culture de Huttner, inférieur à 7,4 et à 8,5 dans les deux autres milieux (tableau 2.6). Par contre, une concentration supérieure à 100 mg N/l s'avère létale pour les lentilles dans la plage de pH allant de 7,4 à 9,0 indépendamment du milieu de croissance.

2.3.9 Présence d'inhibiteurs

Les eaux usées agricoles et industrielles contiennent des quantités importantes de métaux liés aux polluants organiques (Cecchi *et al.*, 1984; Bonardi *et al.*, 1999). Bien que la présence de métaux en traces soit indispensable dans le

processus de croissance des plantes, des concentrations élevées peuvent occasionner des phénomènes d'inhibition et de toxicité et donc limiter l'efficacité du traitement (figure 2.10). Les lentilles d'eau peuvent tolérer des concentrations de métaux plus ou moins importantes selon le type de métal. Leurs capacités d'accumulation peuvent atteindre des facteurs allant de 10^2 à 10^5 de la teneur normale (Iqbal, 1999). La possibilité d'utiliser les lentilles dans le traitement des eaux contenant des métaux s'avère donc envisageable. Des récoltes régulières limiteront, en outre, le transfert des métaux vers les sédiments.

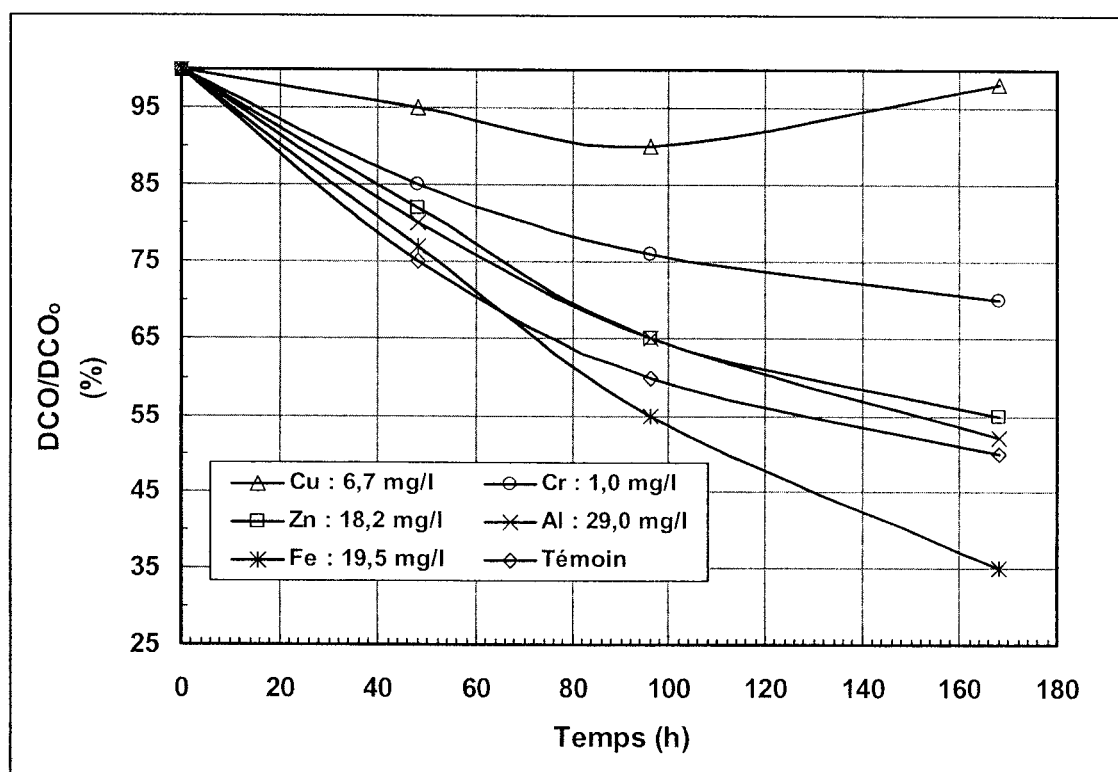


Figure 2.10 - Effets des métaux sur l'enlèvement de la matière organique (Bonardi *et al.*, 1999).

La croissance des lentilles eau est affectée par la présence des métaux et dépend de la nature et de la concentration de ceux-ci ainsi que de certains effets de synergie. Boniardi *et al.* (1999) ont rapporté que des concentrations supérieures à 1 mg/L de cuivre (Cu^{2+}) ou 0,1 mg/L de chrome (Cr^{6+}) compromettent substantiellement la croissance de *Lemna gibba*. Par contre,

aucune toxicité n'a été observée pour des concentrations d'aluminium (Al^{3+}) aussi élevées que 29 mg/l. Ces mêmes auteurs ont, en outre, constaté que le fer (Fe^{3+}), le zinc (Zn^{2+}), le chrome (Cr^{6+}), l'aluminium (Al^{3+}) et le cuivre (Cu^{2+}) stimulent la croissance de cette plante à des concentrations inférieures respectivement à 6,7; 18,2; 0,1; 9,6 et 1 mg/l (tableau 2.7). Ils ont attribué ce comportement au rôle positif joué par les métaux en tant que microéléments, dans les métabolismes de croissance. Dirilgen, et Inel (1994) ont mentionné que les concentrations létales à 50 % ($\text{CL}_{50\%}$) de zinc (Zn^{2+}), de cobalt (Co^{2+}) et de cuivre (Cu^{2+}), dans le cas de *Lemna minor*, sont respectivement de 16,9, 10,0 et 1,54 mg/l lorsque ces métaux sont considérés séparément. Par contre, en présence du cobalt l'effet d'inhibition du cuivre diminue de 30 % et celui du zinc augmente de 20 % (effet de synergie). D'autres concentrations létales ont été rapportées dans les travaux de Nasu *et al.* (1988). Le tableau 2.7 en résume l'ampleur.

Par ailleurs, Miranda et Ilangovan (1996) ont analysé les effets du plomb (Pb^{2+}) sur la croissance de *Lemna gibba* en fonction du temps de séjour (figure 2.11). Ces auteurs ont constaté que des concentrations de plomb inférieures à 30 mg/l n'inhibent pas la croissance de cette plante. Ils ont, par ailleurs, mis en évidence l'existence d'un temps de contact optimal (10 jours) où le taux de croissance atteint ses valeurs maximales quel que soit la concentration du plomb (< 500 mg/l) mise en jeu. Les algues représentent une autre forme d'inhibition de la croissance des lemnaées. Leur degré d'inhibition dépend de l'espèce d'algue, de la charge organique du milieu de croissance, de la densité et des moyens de défense des lentilles d'eau mises en culture (Szabó *et al.*, 1999; figure 2.12).

Tableau 2.7 - Effets de quelques métaux communément rencontrés dans les eaux usées sur la croissance des lentilles d'eau.

Plante	Milieu de culture	Température (°C)	Eclairage ($\mu\text{Einst m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	Temps de séjour (d)	Métal	Concentration (mg/l)	Variation de la production (%)	Echelle	Auteur
<i>Lemna gibba</i>	Artificiel	23±1	273	7	Cr^{6+}	0,1	+2,6	Laboratoire.	Boniardi <i>et al.</i> (1999)
						0,5	-13,7		
						1,0	-20,5		
<i>Lemna gibba</i>	Artificiel	23±1	273		Cu^{2+}	0,9	+0,8	Laboratoire.	Boniardi <i>et al.</i> (1999)
						2,5	-11,1		
						6,7	-23,1		
<i>Lemna gibba</i>	Artificiel	23±1	273		Al^{3+}	0,8	+9,4	Laboratoire.	Boniardi <i>et al.</i> (1999)
						9,6	+13,6		
						29,0	-1,7		
<i>Lemna gibba</i>	Artificiel	23±1	273		Zn^{2+}	1,2	+2,6	Laboratoire.	Boniardi <i>et al.</i> (1999)
						9,7	+8,5		
						18,2	+12,0		
<i>Lemna gibba</i>	Artificiel	23±1	273		Fe^{3+}	1,0	+0,0	Laboratoire.	Boniardi <i>et al.</i> (1999)
						2,2	+6,0		
						2,9	+13,7		
						19,5	+26,5		
<i>Lemna gibba</i>	Hoagland	22,5±1,5	210	25	Pb^{2+}	Voir figure 2.11		Laboratoire.	Miranda et Ilangovan, (1996)
<i>Lemna paucicostata</i>	Bonner-Devirian	24±1	230	7	Cu^{2+}	0,1	-50	Laboratoire.	Nasu <i>et al.</i> (1988)
					Cd^{2+}	0,1			
					Zn^{2+}	1,0			
					Mn^{2+}	1,0			
					As^{3+}	1,0			
<i>Lemna minor</i>	Jacob	23±1	250	7	Zn^{2+}	16,90	-50	Laboratoire.	Dinlgen et Inel (1994)
					Co^{2+}	10,00			
					Cu^{2+}	1,54			

Les mécanismes utilisés par les algues sont essentiellement basés sur la sécrétion de toxines sous forme d'herbicide naturel ou d'antibiotique (Gleason et Case, 1986; Chauhan *et al.*, 1992). Si la densité du tapis de lentilles permet le passage de la lumière, ces algues augmentent le pH (assimilation rapide du CO_2 dissous dans l'eau du milieu de culture) à des valeurs supérieures à 9 et ralentissent en conséquence la croissance des lentilles d'eau.

Elles peuvent, ensuite, empêcher le tapis des lentilles de se rétablir en entrant en compétition avec celles-ci dans l'assimilation des nutriments (Zirschky et Reed, 1988).

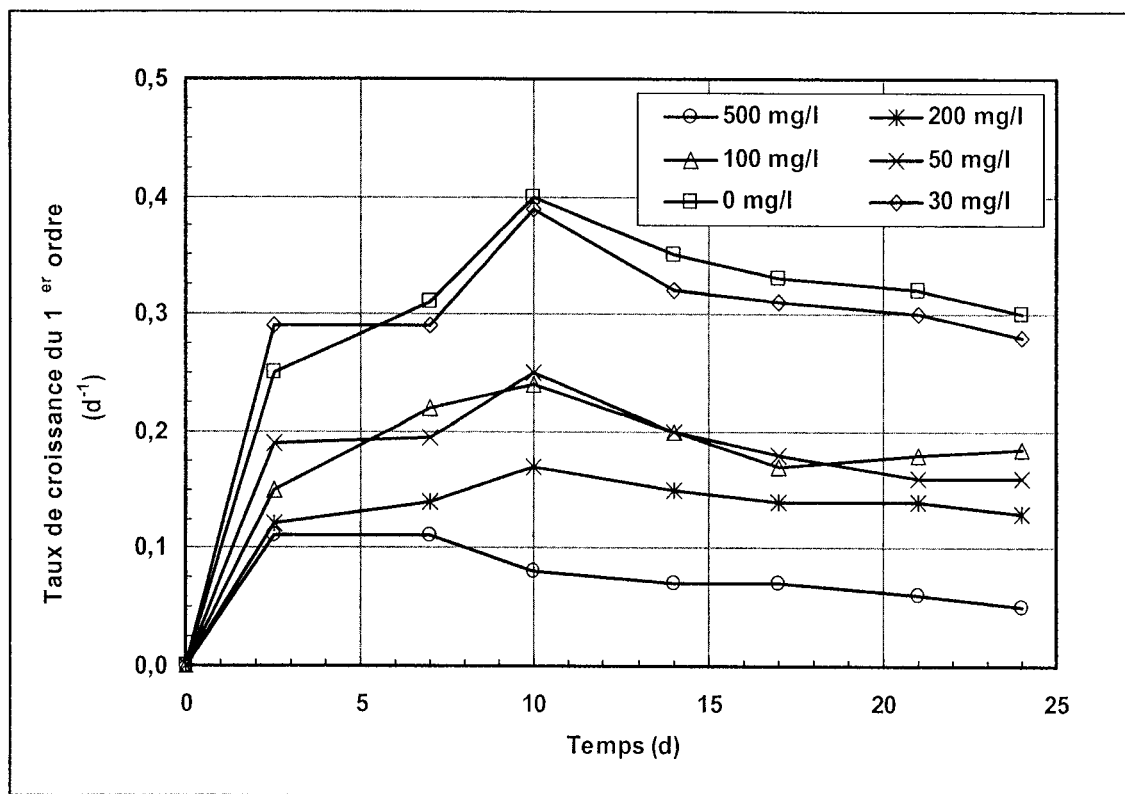


Figure 2.11 - Effet du plomb sur la croissance de *Lemna gibba* (Miranda et Ilangovan, 1996).

D'autres composés tels que les herbicides, éventuellement présents dans les eaux usées, peuvent avoir des effets d'inhibition sur la croissance des lentilles d'eau. Le tableau 2.8 résume les concentrations létales à 50% (CL_{50%}) de 13 d'entre eux. Par ailleurs, aucun effet de toxicité du phosphore, dans la plage des concentrations rencontrées dans les eaux usées (4,5 – 15 mg P/l), n'a été relevé dans la bibliographie. L'azote sous sa forme ammoniacale (NH₄⁺ – NH₃) peut, par contre, devenir toxique dans des conditions de pH discutées dans la section 2.3.8.

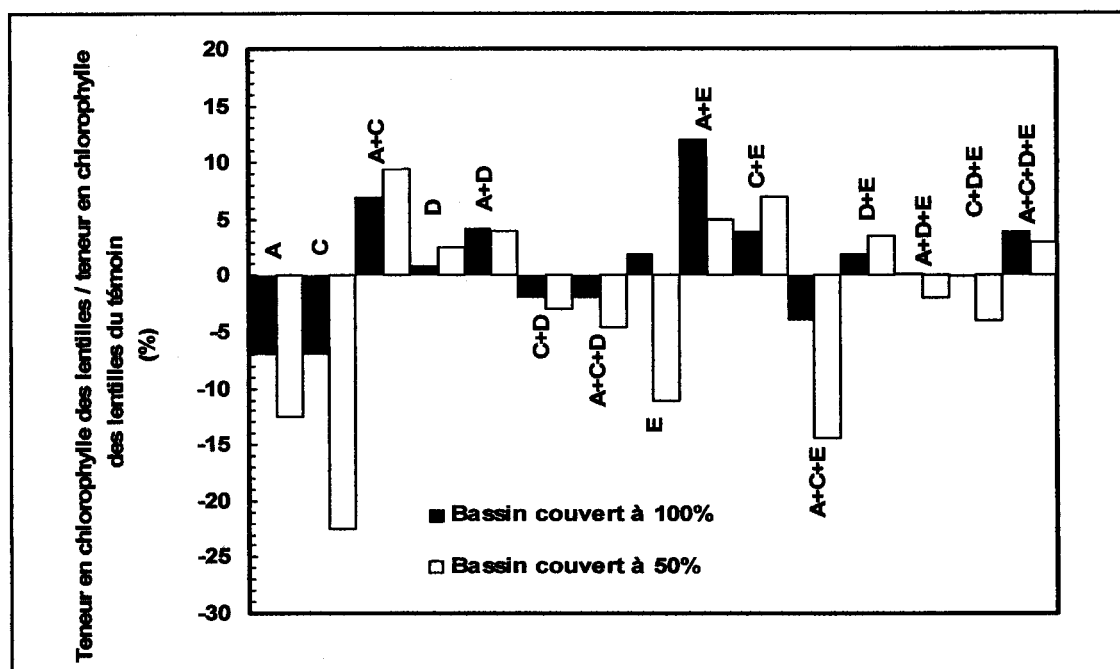


Figure 2.12 - Effets de quatre types d'algues et leurs combinaisons sur la croissance de *Lemna gibba* (Szabó *et al.*, 1999).

Légende : A : *C. pyrenoidosa*, C : *C. ehrenbergii*, D : *N. palea*, E : *O. redekei*

Tableau 2.8 - Concentrations létales à 50% (CL_{50%}) pour *Lemna minor* de 13 herbicides (Fairchild *et al.*, 1997).

Classe chimique	Herbicide	CL _{50%} (96-h) (g/l)
Acetanilide	Metolachlore	143
Triazine	Atrazine	153
Triazine	Cyanazine	705
Triazine	Metribuzin	37
Triazine	Simazine	166
Sulfonylurea	Chlorsulfuron	0,7
Sulfonylurea	Metsulfuron	0,4
Pyridine	Diquat	18
Pyridine	Paraquat	51
Thiocarbamate	EPTC	7512
Thiocarbamate	Triallate	>10000
Benzonitrile	Bromoxynil	8065
Acide Benzoïque	Dicamba	>100000

2.3.10 Influence des nutriments

Les lentilles d'eau assimilent les nutriments principalement au niveau de la partie inférieure du thalle, la racine n'étant pas efficace (Landolt *et al.*, 1987). Le rapport critique N/P du milieu de culture qui assure une croissance optimale varie généralement entre 2,9 et 5,2 dépendamment de l'espèce (tableau 2.9).

Pour des valeurs de N/P inférieures à celles mentionnées au tableau 2.9, le phosphore est considéré en excès et dans les cas contraire, c'est l'azote qui est considéré en excès.

La croissance des lentilles d'eau dépend des taux d'échange des nutriments entre le milieu de croissance et ces plantes (figure 2.13) ainsi que des rapports « R_N » et « R_P » des quantités d'azote et de phosphore présentes dans ce milieu et de la masse des lenticules mises en culture.

Tableau 2.9 - Rapport critique N/P pour quelques espèces de macrophytes (Reddy et DeBusk, 1985).

Plante	N/P
Jacinthe d'eau	5,2
Laitue d'eau	4,0
Ombellifère	4,3
<i>Egeria</i>	2,9
<i>Azolla</i>	4,0
<i>Salvinia</i>	3,4
<i>Spirodela</i>	4,2
<i>Lemna minor</i>	3,6

Le taux d'échange est la différence, rapportée à la quantité initiale, entre la quantité de nutriment consommée et restituée au milieu de croissance par ces plantes soit :

$$\text{Taux d'échange} = \frac{\text{quantité consommée du nutriment} - \text{quantité restituée du nutriment}}{\text{quantité initiale du nutriment dans le milieu}}$$

$$R_N = \frac{C_N \times \text{volume du milieu de croissance}}{\text{masse sèche des lentilles mises en culture}}$$

$$R_P = \frac{C_P \times \text{volume du milieu de croissance}}{\text{masse sèche des lentilles mises en culture}}$$

Landolt et Kandeler (1987) ont rapporté que le taux croissance des lentilles d'eau ne dépend pas des concentrations de phosphore (C_P) et d'azote (C_N) tant que R_N et R_P sont respectivement supérieurs à 1 % et 0,3 %.

Aoyama *et al.* (1986) ont indiqué que le taux de croissance reste relativement constant si la concentration d'azote est supérieure à 3,5 mg N/l, tandis que Nguyen et Preston (1998) ont mentionné que la limite inférieure de la concentration de phosphore à partir de laquelle la croissance est perturbée est de 0,3 mg P/l. Par ailleurs, Nguyen et Preston (1998) ont souligné que le taux de croissance augmente avec le taux d'échange des nutriments (figure 2.13).

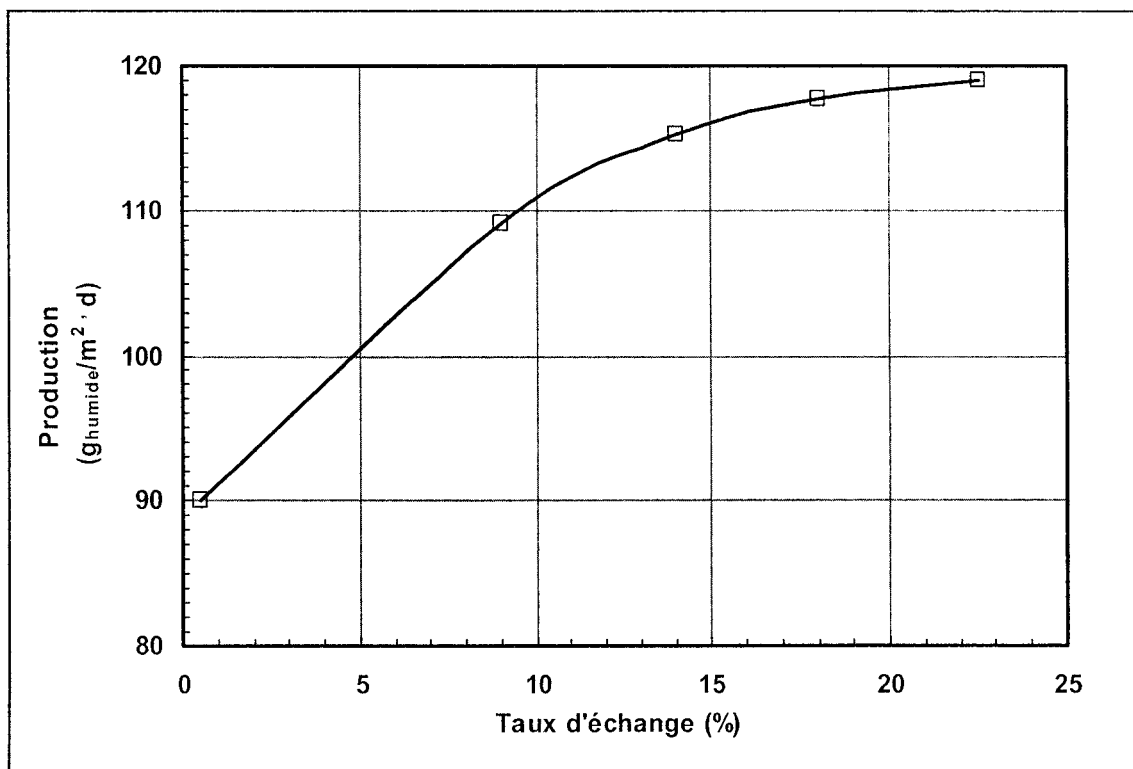


Figure 2.13 - Variation de la production des lentilles d'eau en fonction du taux d'échange (Nguyen et Preston, 1998)

2.4 Taux et efficacités d'enlèvement des contaminants

Les systèmes de traitement extensif des eaux usées basés sur les lentilles d'eau présentent certains avantages par rapport aux systèmes conventionnels dont, entre autres:

- une meilleure performance d'enlèvement des nutriments (Van der Steen *et al.*, 1999);
- l'inhibition plutôt que la stimulation de la croissance des algues (Van der Steen *et al.*, 1999);
- faible profondeur de la zone aérobie (quelques centimètres) en comparaison à un lagunage facultatif où cette profondeur peut dépasser le mètre (USEPA, 1998);
- faibles variations du pH, de la température et de l'oxygène dissous en comparaison avec les lagunes facultatives (Iqbal, 1999);
- modération des mouvements de convection de l'eau dus aux gradients de température.

Ces conditions créent un environnement favorable à la biodégradation de la matière organique et améliorent la décantation des MES (Lemna Corporation, 1994).

2.4.1 Enlèvement des matières en suspension (MES)

Dans les systèmes de traitement des eaux usées en aquaculture, les MES sont principalement éliminées par décantation et digestion anaérobie dans les boues. Seule une fraction mineure des MES, préalablement biodégradée, est absorbée par les lentilles (Iqbal, 1999). Le tableau 2.10 résume les performances d'enlèvement des MES de quelques systèmes existants de traitement des eaux usées utilisant les lentilles d'eau.

Tableau 2.10 - Performance de quelques systèmes de traitement des eaux usées utilisant les lentilles d'eau (USEPA, 1998).

Ville (USA), État	Nature de l'affluent	MES (mg/l)		Profondeur (m)	Temps de rétention (d)
		Affluent	Effluent		
Biloxi, MS.	Étang facultatif	155	12	2,4	21
Collins, MS.	Étang facultatif	36	13	0,4	7
Sleep Eye.	Étang facultatif	364	34	1,5	70
Wilton, AR.	Étang facultatif	-	7,4	2,7	0,7
NSTL, MS.	Pacage de bétail	47,7	11,5	0,4	8,0

2.4.2 Enlèvement de la matière organique

L'enlèvement de la matière organique est dû essentiellement à l'activité des microorganismes attachés aux plantes (aérobie), suspendus dans la colonne d'eau (aérobie facultatif / anoxie) et présents dans les boues (anaérobie). Une très faible fraction de la DBO est assimilée directement par les lentilles d'eau (Landolt et Kandeler, 1987; Frick, 1994).

La dégradation aérobie de la DBO, dans cette catégorie de traitement, n'est pas prédominante. D'une part, la surface spécifique submergée des lentilles d'eau disponible pour la croissance des bactéries est moins importante en comparaison avec d'autres macrophytes tels que la jacinthe d'eau (Zirschky et Reed, 1988) et d'autre part, le tapis de lentilles limite aussi bien la production de l'oxygène en inhibant la croissance des algues et des phytoplanctons que son transfert à partir de l'air ambiant (Van der Steen *et al.*, 1999).

Alaerts *et al.* (1996) ont rapporté, par contre, que les lentilles d'eau, grâce à la photosynthèse, créent des conditions aérobies dans le niveau supérieur de la colonne d'eau. Selon ces auteurs, le transfert de l'oxygène est assuré par les parties submergées de ces plantes. La profondeur de cette zone peut aller de 40 à 90 cm dépendamment de la longueur des racines. Quant au taux d'aération dû à la photosynthèse, il est de l'ordre de 2 à 3 mg O₂/l pour un temps de rétention de 20 jours et une charge organique allant de 48 à 60 kg O₂·ha⁻¹·d⁻¹.

D'autres résultats similaires ont été rapportés par Körner *et al.* (1998). Selon ces auteurs, la cinétique de dégradation de la matière organique est plus rapide en présence des lenticules qu'en leur absence (figure 2.14). Ils ont attribué cette performance à une éventuelle efficacité des bactéries intrinsèques au biofilm attaché aux lentilles d'eau et à la nature microscopique du transfert de l'oxygène des racines vers l'eau.

Le tableau 2.11 résume quelques valeurs du taux d'enlèvement de la matière organique relevées dans la bibliographie. La prédominance d'une zone anoxie/aérobie facultative ou anaérobie, dans un système de traitement des eaux usées basé sur les lentilles d'eau, dépend du temps de rétention hydraulique, de la charge organique, de la profondeur et du potentiel redox (Iqbal, 1999). Par ailleurs, Metcalf et Eddy (1991) et Gijzen et Khondker (1997) ont rapporté qu'afin de rencontrer les exigences de rejet (20 à 30 mg O₂/l), la charge à l'affluent, exprimée en DBO₅, ne devrait pas dépasser 160 kg·ha⁻¹·d⁻¹ dans les systèmes non aérés.

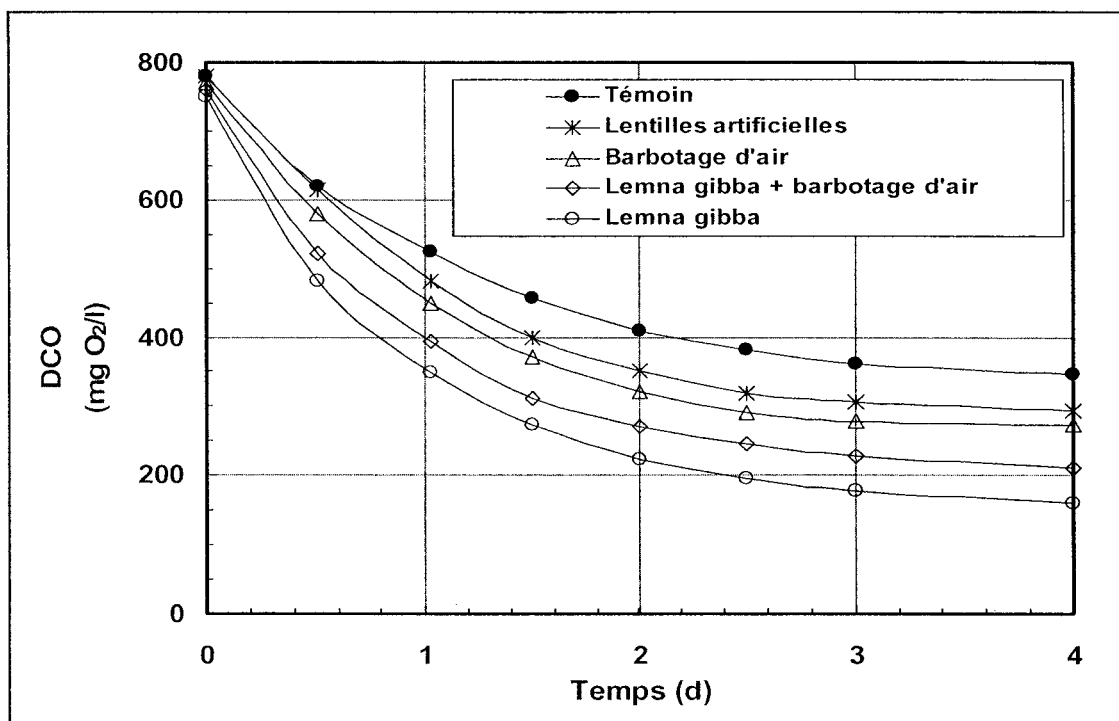


Figure 2.14 - Comparaison des cinétiques de dégradation de la matière organique, à l'échelle de laboratoire, pour différents systèmes de traitement (Körner *et al.*, 1998).

Tableau 2.11 - Quelques valeurs du taux d'enlèvement de la DCO relevées dans la bibliographie.

Auteurs		Körner <i>et al.</i> (1998)	Van der Steen <i>et al.</i> (1999)	Boniardi <i>et al.</i> (1994)		Alaerts <i>et al.</i> (1996)
Échelle		Laboratoire	Pilote	Laboratoire		Pilote
Plante		<i>Lemna gibba</i>	<i>Lemna minor</i>	<i>Lemna gibba</i>		<i>Spirodela</i>
Nature du milieu de culture		Eau usée	Eau usée	Eau artificielle		Eau usée
Température	(°C)	21,7±0,3	20-25	23		19±2
Temps de rétention	(d)	3	4,2	3,8		20,4
Profondeur	(cm)	3,3	26	19		0,4-0,9
Intensité de la lumière	($\mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)	180-200	variable	273		variable
Photopériode	(h)	16	variable	24		variable
Densité d'opération	($\text{g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$)	28	-	102		80
DCO initiale	(mg O ₂ /l)	760	126	441	200	275
Taux d'enlèvement de la DCO	($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	6,83	4,8	9,3	6,4	12,4

2.4.3 Enlèvement de l'azote

L'enlèvement de l'azote dans les systèmes de traitement basés sur les lentilles d'eau est régi par le taux de consommation des plantes (photosynthèse), la volatilisation de l'ammoniac (NH_3 : zones anoxie/aérobie facultative), la nitrification/dénitrification (N_2 : zone anoxie/aérobie facultative) et la décantation/digestion anaérobie (Körner et Vermaat, 1998; figure 2.1). La contribution de chacun de ces mécanismes dans le bilan global d'élimination de l'azote est difficile à cerner. Elle dépend apparemment de plusieurs facteurs dont, entre autres, le pH, le potentiel d'oxydo-reduction, la conception et la gestion du système de traitement et la charge organique et en nutriments. Alaerts *et al.* (1996), Gijzen et Khondker (1997), Körner et Vermaat (1998) et Körner *et al.* (1998) ont suggéré une contribution des lentilles d'eau dans ce bilan à raison de $50 \pm 20 \%$. Al-Nozaily *et al.* (2000b) ont rapporté que l'assimilation de l'azote par les lentilles d'eau est le mécanisme prédominant dans un système de traitement lorsque la fréquence des récoltes est importante. Alaerts *et al.* (1996) ont mentionné qu'un écoulement piston (rapport longueur/largeur de 38 : 1) favorise cette assimilation par rapport aux autres mécanismes d'enlèvement. Par ailleurs, Iqbal (1999) a souligné que des conditions alcalines ($\text{pH} \geq 8$) inhibent la croissance des lentilles et privilégient la volatilisation de l'azote (formation de NH_3).

Les lentilles peuvent assimiler l'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) ou de nitrates (NO_3^-) avec une préférence pour NH_4^+ (Landolt, 1986). L'azote organique colloïdal ou particulaire doit donc être décomposé dans un premier temps par les bactéries pour être ensuite utilisé par ces plantes (Al-Nozaily *et al.*, 2000b). Le taux d'enlèvement de l'azote et la production des lentilles d'eau sont deux paramètres liés par un coefficient de proportionnalité (teneur des lentilles en azote). Or, la production dépend du taux de croissance ce qui signifie que tout ce qui a été développé dans la section 2.3 est valable dans

cette sous section et vice-versa. À titre d'exemple, Al-Nozaily *et al.* (2000b) ont rapporté que le taux d'enlèvement de l'azote de *Lemna gibba* dépend de la concentration en ammoniacale totale (figure 2.15). Cette constatation rejoint ce qui a été exposé dans la sous section 2.3.8. La teneur des lentilles d'eau en azote varie généralement de 20 à 60 mg N/g_{sec} (tableau 2.12). Elle dépend de la nature de l'eau usée, de l'espèce considérée, de la disponibilité de l'azote sous sa forme assimilable par ces plantes (NH_4^+ ou NO_3^-) et des taux d'échange des nutriments entre le milieu de croissance et les lenticules. Plus ces taux sont élevés, plus grande est la teneur des lentilles en azote (Nguyen et Preston, 1998; figure 2.16).

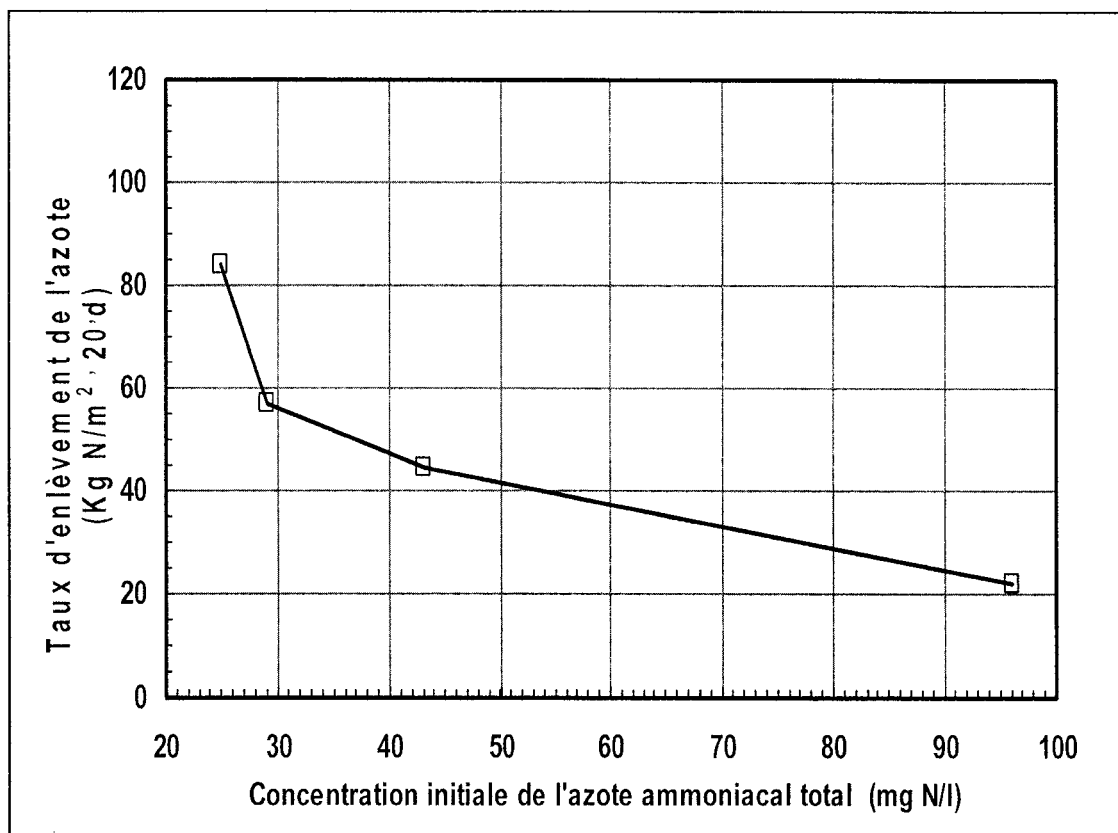


Figure 2.15 - Taux d'enlèvement de l'azote de *Lemna gibba*, sans la contribution du biofilm attaché, en fonction de la concentration d'ammoniacale totale (Al-Nozaily *et al.*, 2000b).

Tableau 2.12 - Quelques valeurs du taux d'enlèvement de l'azote et des teneurs en azote des macrophytes fréquemment utilisées dans le traitement des eaux usées.

Auteurs			Körner et Vermaat (1998)				Van der Steen et al. (1999)				Boniardi et al. (1994)				Alaerts et al.(1996)	
Echelle			Laboratoire				Pilote				Laboratoire				Pilote	
Plante			Lemna gibba				Lenticules				Lemna gibba				Spirodela	
Nature du milieu de culture			Eau usée				Eau usée				Eau artificielle				Eau usée	
Régime			En cuvée				continu				En cuvée				continu	
Température		(°C)	21,7±0,3				20-25				23				19±2	
Temps de rétention hydraulique		(d)	3				4,2				3,8				20,4	
Profondeur		(cm)	3,3				26				19				0,4-0,9	
Intensité de la lumière		(μEinst.m ⁻² .s ⁻¹)	180-200				variable				273				variable	
Photopériode		(h)	16				variable				24				variable	
Densité d'opération		(g _{sec} /m ²)	28								102				80	
Charge initiale de NTK		(mg.m ⁻² .d ⁻¹)	-				3348				-				420	
Concentration initiale de NTK		(mg N/l)	72,4	46,3	25	11,6	-				49,5	19,6	-			
Taux d'enlèvement total de NTK		(mg N.m ⁻² .d ⁻¹)	589	488	257	125	1612				917	552	368			
Taux d'assimilation de la plante		(mg N.m ⁻² .d ⁻¹)	339	264	142	63	-				525	496	193			
Teneur en azote de la plante	Initiale	(mg N/g _{sec})	35	44	19	52	-				47				39	
	finale		35	40	23	32										
Taux de croissance du premier ordre		(d ⁻¹)	0,15	0,14	0,13	0,15	-				0,09				0,06	
Contribution de la plante à l'enlèvement de l'azote		(%)	58	54	55	50	-				57	88	52			

Auteurs		Vermaat et Hanif (1998)	Reddy et De Busk (1985)															
Nature du milieu de culture		Eau usée	Eau artificielle															
Régime		En cuvée	En cuvée															
Densité d'opération	(g _{sec} /m ²)	17	-															
Concentration initiale de NTK	(mg N/l)	102	26-29															
Temps de rétention hydraulique	(d)	12	7															
Photopériode	(h)	16	Variable															
Intensité de la lumière	(μEinst.m ⁻² .s ⁻¹)	180-200	Variable															
Profondeur	(cm)	5,2	53								41							
Plante		Lemna gibba	Jacinthe d'eau		Laitue d'eau		Ombellifère		Egeria		Azolla		salvinia		Spirodela		Lemna minor	
Température	(°C)	20±2	27±1	14±3	27±1	14±3	27±1	14±3	27±1	14±3	27±1	14±3	27±1	14±3	27±1	14±3	27±1	14±3
Taux d'enlèvement total de NTK	(mg N.m ⁻² .d ⁻¹)	484	3276	551	2759	434	2025	777	581	161	-	-	873	208	740	353	946	450
Taux d'assimilation de la plante	(mg N.m ⁻² .d ⁻¹)	209	1278	254	985	258	365	370	125	121	108	48	406	96	151	135	292	70
Teneur en azote de la plante	(mg N/g _{sec})	48	31	35	36	40	42	45	36	40	28	34	35	32	49	52	51	54
Contribution de la plante à l'enlèvement de l'azote	(%)	43	39	46	36	59	18	48	22	75	-	-	47	46	20	38	31	16

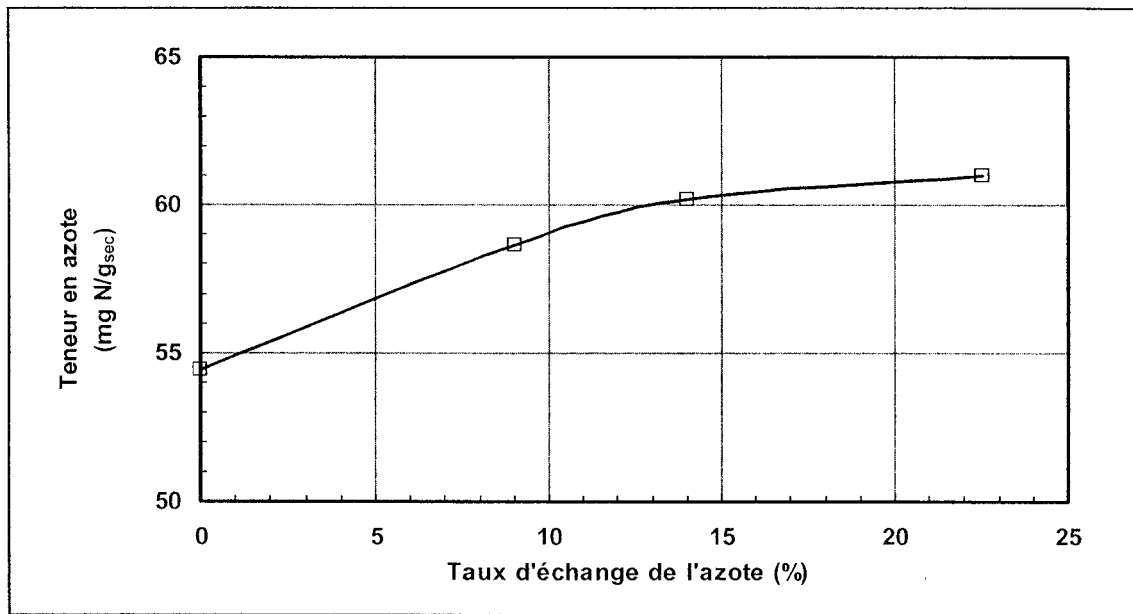


Figure 2.16 - Variation de la teneur en azote du tissu des lentilles d'eau en fonction du taux d'échange d'azote (Nguyen et Preston, 1998).

Cette teneur et la concentration en azote « C_N » varient dans le même sens tant que le rapport « R_N » est compris entre 5,4 % et 6 % et $C_N \geq 3,5$ mg N/l (Aoyama *et al.*, 1986). La croissance n'est plus possible si $R_N \leq 1$ % (Landolt et Kandeler, 1987) et elle ne dépend plus directement de l'azote si $C_N \geq 3,5$ mg N/l et $R_N \geq 6$ %.

2.4.4 Enlèvement du phosphore

Dans les systèmes de traitement basés sur les lentilles d'eau, la concentration de phosphore à l'effluent est imposée par le taux d'assimilation des plantes, l'activité bactérienne, la précipitation due à la présence des ions Ca^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} et le taux d'adsorption du phosphore par les particules d'argile et la matière organique. À l'exception de la fraction assimilée par les plantes, les trois autres mécanismes impliquent une accumulation du phosphore dans le système qui ne peut être évitée que par des purges de boues (Iqbal, 1999; Al-Nozaily *et al.*, 2000a). Körner et Vermaat (1998) ont mentionné que les lentilles d'eau participent dans le bilan d'enlèvement du phosphore à raison de 83 % dont 31 à

71 % est attribuable au biofilm attaché. Le taux d'enlèvement du phosphore dépend aussi bien du taux de croissance et de la teneur en phosphore de ces plantes que de la disponibilité de celui-ci sous sa forme assimilable par ces dernières (ortho- PO_4^{3-}). Körner et Vermaat (1998) et Iqbal (1999) ont rapporté que des récoltes fréquentes et un prétraitement visant à transformer le phosphore total en ortho- PO_4^{3-} améliorent considérablement l'efficacité d'assimilation de cet élément. Ils ont souligné, en outre, que durant la période estivale, lorsque le taux de croissance des lentilles est maximal, le taux d'enlèvement du phosphore est optimal.

La teneur des lentilles d'eau en phosphore varie généralement entre 3,2 et 20 mg P/g_{sec} (tableau 2.13). Elle dépend de la nature de l'eau usée, de l'espèce considérée, de la disponibilité du phosphore sous sa forme assimilable par ces plantes (ortho- PO_4^{3-}) et des taux d'échange des nutriments entre le milieu de croissance et les lenticules. Plus ces taux sont élevés, plus grande est la teneur des lentilles en phosphore (Nguyen et Preston, 1998; figure 2.17). Cette teneur et la concentration en phosphore « C_P » varient dans le même sens tant que le rapport « R_P » de la quantité de phosphore disponible dans le milieu de croissance sur la masse sèche des lentilles en culture est compris entre 0,3 % et 1 % et $C_P \geq 0,3$ mg P/l (Sutton et Ornes, 1975; figure 2.18). La croissance n'est plus possible si $R_P \leq 0,3$ % (Landolt et Kandeler, 1987; Gerloff et Krombholz, 1966) et elle ne dépend plus directement du phosphore si $C_P \geq 1$ mg P/l et $R_P \geq 2$ %. La valeur maximale de la teneur en phosphore du tissu des lentilles (10 à 20 mg P/g_{sec}) est atteinte à des concentrations aussi faibles que 1 mg P/l (Stambolie et Leng, 1994; Sutton et Ornes, 1975). Les lentilles d'eau accumulent le phosphore quand les conditions du milieu de croissance le permettent, elles le restituent très rapidement en cas de perturbations de leur croissance ou lorsqu'elles meurent (Stambolie et Leng, 1994)

Tableau 2.13 - Quelques valeurs du taux d'enlèvement du phosphore et des teneurs en phosphore des macrophytes fréquemment utilisées dans le traitement des eaux usées.

Auteurs			Körner et Vermaat (1998)				Van der Steen et al. (1999)		Boniardi et al. (1994)		Alaerts et al.(1996)	
Échelle			Laboratoire				Pilote		Laboratoire		Pilote	
Plante			Lemna gibba				Lenticules		Lemna gibba		Spirodela	
Nature du milieu de culture			Eau usée				Eau usée		Eau artificielle		Eau usée	
Régime			En cuvée				Continu		En cuvée		Continu	
Température		(°C)	21,7 ± 0,3				20-25		23		19 ± 2	
Temps de rétention hydraulique		(d)	3				4,2		3,8		20,4	
Profondeur		(cm)	3,3				26		19		0,4-0,9	
Intensité de la lumière		(μEinst·m ⁻² ·s ⁻¹)	180-200				Variable		273		Variable	
Photopériode		(h)	16				Variable		24		Variable	
Densité d'opération		(g _{sec} /m ²)	28				-		102		80	
Charge initiale de P _i		(mg P·m ⁻² ·d ⁻¹)	-				992		-		420	
Concentration initiale de P _i		(mg P/l)	14	10	4,2	1	-		5	4	-	
Taux d'enlèvement total de P _i		(mg P·m ⁻² ·d ⁻¹)	73	40	22	16	310		267	-	71	
Taux d'enlèvement des lentilles		(mg P·m ⁻² ·d ⁻¹)	53	30	19	10	-		203	-	38	
Teneur en phosphore de la plante	Initiale	(mg P/g _{sec})	3,6	3,9	4,0	5,9			19		8	
	finale		3,2	3,4	3,7	3,2						
Taux de croissance du premier ordre		(d ⁻¹)	0,15	0,14	0,13	0,15	-		0,09		0,06	
Contribution de la plante à l'enlèvement du phosphore		(%)	72	75	86	62	-		76	-	54	

Auteurs		Vermaat et Hanif (1998)	Reddy et De Busk (1985)															
Nature du milieu de culture		Eau usée	Eau artificielle															
Régime		En cuvée	En cuvée															
Temps de rétention hydraulique	(d)	12	7															
Intensité de la lumière	(μEinst·m ⁻² ·s ⁻¹)	180-200	Variable															
Photopériode	(h)	16	Variable															
Densité d'opération	(g _{sec} /m ²)	17	-															
Concentration initiale de P _i	(mg P/l)	10,4	3,1-3,4															
Profondeur	(cm)	5,2	53								41							
Plante		Lemna gibba	Jacinthe d'eau		Laitue d'eau		Ombellifère		Egeria		Azolla		salvinia		Spirodela		Lemna minor	
Température	(°C)	20±2	27±1	14±4	27±1	14±4	27±1	14±4	27±1	14±4	27±1	14±4	27±1	14±4	27±1	14±4	27±1	14±4
Taux d'enlèvement total de P _i	(mg P·m ⁻² ·d ⁻¹)	34	371	252	297	205	240	265	410	202	128	135	217	203	139	248	234	205
Taux d'assimilation de la plante	(mg P·m ⁻² ·d ⁻¹)	30	243	49	218	72	86	81	48	38	33	10	105	32	34	34	87	18
Teneur en phosphore de la plante	(mg P/g _{sec})	5,7	5,8	6,8	8,0	11,2	10,5	9,9	13,7	12,8	8,4	7,3	9,0	10,7	11,0	13,1	15,2	14,2
Contribution de la plante à l'enlèvement du phosphore	(%)	84	66	19	73	35	36	31	12	19	26	7	48	16	24	14	37	9

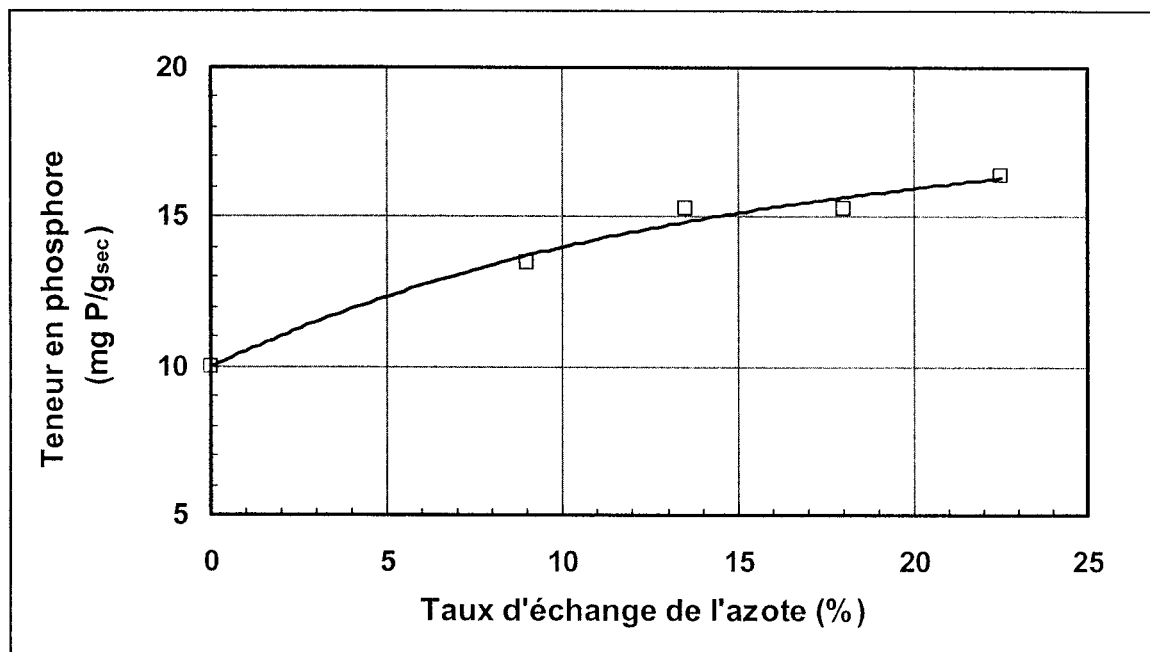


Figure 2.17 - Variation de la teneur en phosphore du tissu des lentilles d'eau en fonction du taux d'échange d'azote (Nguyen et Preston, 1998).

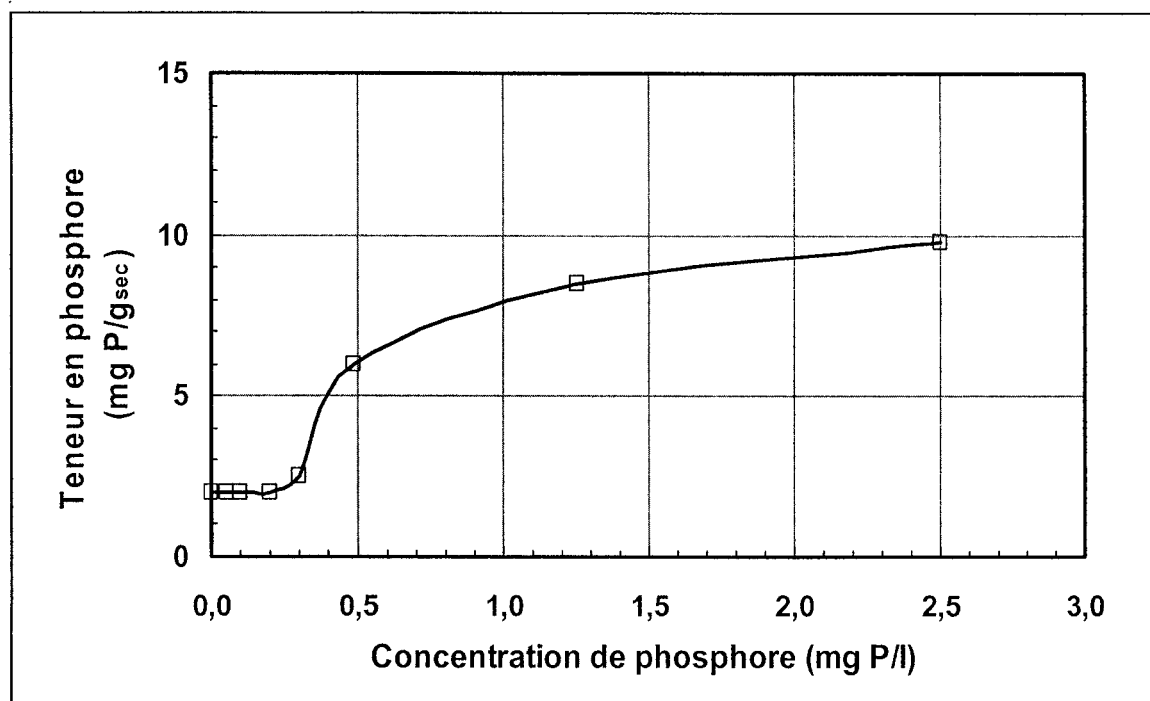


Figure 2.18 - Variation de la teneur en phosphore du tissu des lentilles en fonction de la concentration de phosphore du milieu de culture (Sutton et Ornes 1975).

2.5 Modèle de croissance et d'enlèvement des nutriments

Les modèles mathématiques de croissance rencontrés dans la bibliographie sont basés sur l'équation de croissance du premier ordre : $D = D_0 \cdot e^{r \cdot t}$ (Vermaat et Hanif, 1998; Körner et Vermaat, 1998; Vatta *et al.*, 1995; Boniardi *et al.*, 1994; Körner *et al.*, 1998). Des relations mathématiques qui lient le taux de croissance spécifique du 1^{er} ordre (r) à la température, aux concentrations de phosphore, d'azote et d'inhibiteurs, à la DCO, à l'intensité de la lumière ainsi qu'à l'âge de la biomasse ont été établit dans les travaux de Vatta *et al.* (1995), Takashi *et al.* (2000), Boniardi *et al.* (1994) et Takashi et Shiromi (2000) (tableau 2.14). Les systèmes d'équations proposés dans ces études sont généralement basés sur les cinétiques de Michaelis-Menten où le taux de croissance du premier 1^{er} ordre (r) s'obtient en faisant le produit du taux de croissance maximal et des termes partiels d'une même colonne du tableau 2.14.

Par ailleurs, le taux d'enlèvement des nutriments (azote ou phosphore) se déduit en faisant le produit de la masse produite des lentilles et sa teneur en nutriment. Ces modèles ne tiennent pas compte, toutefois, de l'impact de la densité sur la croissance (Boniardi *et al.*, 1994).

Tableau 2.14 - Quelques modèles de croissance rencontrés dans la bibliographie

Auteur	Vatta <i>et al.</i> (1995)	Takashi <i>et al.</i> (2000)	Boniardi <i>et al.</i> (1994)	Takashi et Shiromi (2000)
Plante	<i>Lemna gibba</i>	<i>Phragmites australis</i>	<i>Lemna gibba</i>	<i>Potamogeton pectinatus</i>
Taux de croissance	$r = \frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt}$	$r = \frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt}$	$r = \frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt}$	$r = \frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt}$
Température	$g(T) = g(T_0) \times E_{ab} \times \frac{(T - T_l)^{a-1} \times (T_u - T)^{b-1}}{(T_u - T_l)^{a+b-2}}$	-	-	$k_{20} \times \theta^{(T-20)}$
Intensité de la lumière (I ou PAR)	$f(I) = A_l \times \frac{I}{I_m} \times \exp\left(1 - \frac{I}{I_m}\right)$	$\frac{PAR}{PAR + K_{PAR}}$	-	$\frac{PAR}{PAR + K_{PAR}}$
Azote (N)	$\frac{C_N}{C_N + K_N}$	$\frac{C_N}{C_N + K_N}$	-	-
Phosphore (P)	$\frac{C_P}{C_P + K_P}$	$\frac{C_P}{C_P + K_P}$	-	-
DCO	$\mu + \frac{C_{DCO}}{C_{DCO} + K_{DCO}}$	-	$\mu + \frac{C_{DCO}}{C_{DCO} + K_{DCO}}$	-
Inhibiteur (Ib)	-	-	$\frac{K_{Ib}}{C_{Ib} + K_{Ib}}$	-
Âge de la biomasse	-	$\frac{K_{\text{Age}}}{\text{Age} + K_{\text{Age}}} \times B_s$	-	$\frac{K_{\text{Age}}}{\text{Age} + K_{\text{Age}}} \times B_s$

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE

La partie expérimentale se divise en deux volets. Le premier a été consacré à l'étude de l'influence de la densité initiale sur la croissance tandis que le deuxième s'est arrêtée à l'étude des effets de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur le taux intrinsèque de croissance. Durant la première partie du projet, le temps de rétention de la biomasse a été fixé à sept jours tandis que pendant la deuxième partie il a été fixé à deux jours. Le choix de ces deux temps assure une production significative de lentilles pouvant être facilement évaluée sans que la densité de ces plantes n'atteigne sa valeur limite où leur croissance n'est plus possible. Par ailleurs, l'intensité de la lumière a été conservée constante ($371 \pm 10 \mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) tout au long du présent travail.

3.1 Plan expérimental

Les paramètres retenus de la revue bibliographique, dont semblait dépendre la croissance des lentilles d'eau, sont la densité initiale, la température, la photopériode et les concentrations de phosphore et d'azote. L'impact de chacun des facteurs cités ci-dessus sur la croissance des lentilles a été évalué en fixant les autres paramètres autour de leurs valeurs optimales, à l'exception de la densité initiale des lentilles d'eau.

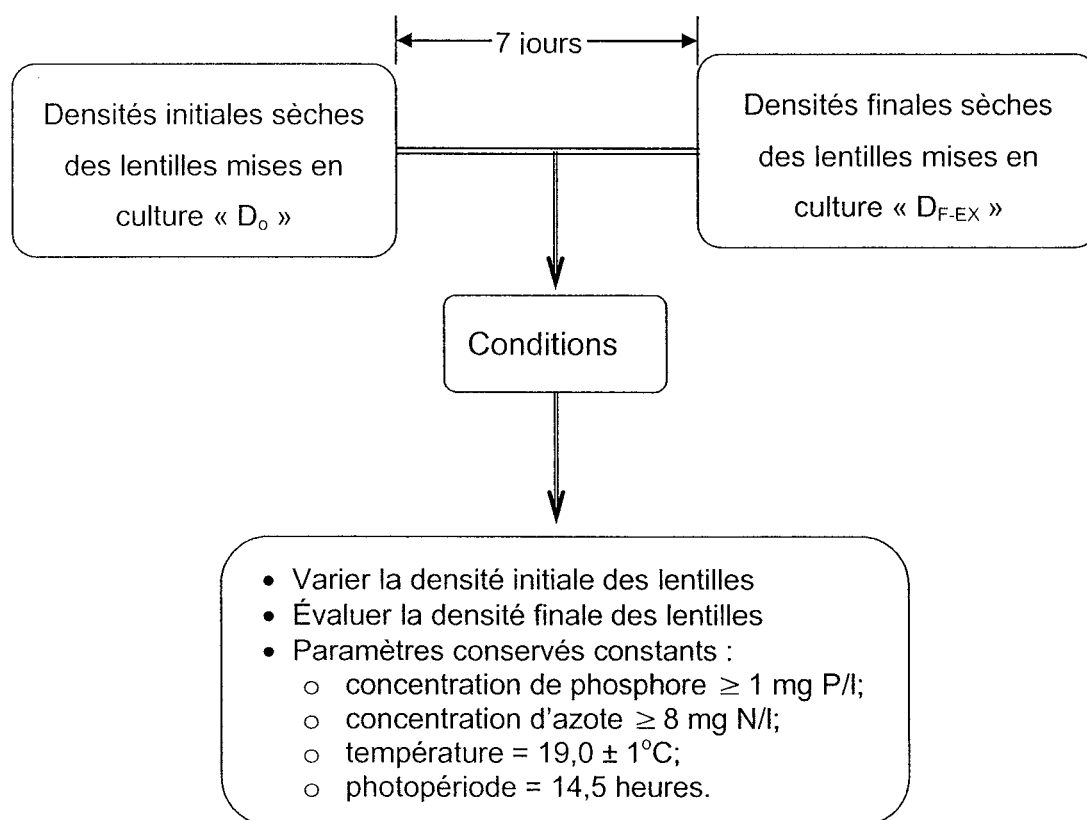
3.1.1 Première partie

L'étude de l'influence de la densité initiale sur la croissance des lentilles d'eau mises en culture a été réalisée en évaluant les densités finales des lentilles d'eau mises en cultures pour des densité initiales choisies entre 3,43 et $128 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ (annexe C). Durant cette partie d'expérimentation, la température du milieu de culture et la photopériode ont été maintenues respectivement à $19,0 \pm 1,0 \text{ }^{\circ}\text{C}$ et à 14,5 heures. Les concentrations de phosphore et d'azote ont

été conservées supérieures à 1 mg P/l et 8 mg N/l respectivement en supposant qu'au-delà de ces valeurs, la croissance des lentilles est indépendante de ces concentrations. La figure 3.1 présente, sous une forme simplifiée, la démarche poursuivie lors de cette partie de l'étude.

La modélisation mathématique des résultats obtenus dans cette partie a été exploitée dans la deuxième partie du présent travail.

Figure 3.1 - Organigramme simplifié de l'étude de l'influence de la densité initiale sur la croissance



3.1.2 Deuxième partie

L'étude de l'influence de la température, de la photopériode et des concentrations d'azote et de phosphore sur la croissance des lentilles d'eau mises en culture a été réalisée en faisant varier l'un des paramètre ci-dessus tout en conservant les trois autres constants. Pour chaque valeur du paramètre étudié, les densités finales des lentilles mises en culture « D_{F-EX} » ont été évaluées pour trois densités initiales choisies, ce qui s'avère suffisant dans l'évaluation des différents paramètres qui entrent dans la modélisation des résultats de la première partie. Le tableau 3.1 présente les conditions dans lesquelles ont été menées les expériences relatives à cette partie du projet.

Tableau 3.1 - Conditions dans lesquelles ont été menées les expériences durant la deuxième partie de cette étude.

Paramètre étudié	Température (°C)	Photopériode (h)	C_P (mg P/l)	C_N (mg N/l)	Plage étudiée	Résultat
Azote	26,5	14,5	14,3	-	1,14 à 343 (mg N/l)	Annexe D
Phosphore	26,5	14,5	-	92,3	0,12 à 54 (mg P/l)	Annexe E
Photopériode	26,5	-	14,5	98,4	2 à 17 (h)	Annexe F
Température	-	14,5	15,0	90,3	5 à 32 (°C)	Annexe G

3.2 Matériels

3.2.1 Lentilles d'eau

Les lentilles mères (souche) utilisées dans ce travail provenaient de la station d'épuration des eaux usées de la municipalité de Saint-Justin (Québec). Avant leur incubation au laboratoire, elles ont été lavées soigneusement avec de l'eau distillée javellisée à 2 %, afin de les débarrasser des bactéries, des algues et des prédateurs qui constituent des éventuels concurrents vis-à-vis des

nutriments. Deux semaines d'acclimatation ont été prévues pendant lesquelles elles étaient placées dans le milieu nutritif de croissance Hoagland (tableau 3.2).

Tableau 3.2 - Formulation du milieu de Hoagland (Cross, 2002).

Composé	Concentration (mg/l)
MgSO ₄ · 7H ₂ O	246
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	543
KH ₂ PO ₄	68
KNO ₃	253
H ₃ BO ₃	1,43
MnCl ₂ · 4H ₂ O	0,91
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	0,11
Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	0,45
CuSO ₄ · 5H ₂ O	1,43
FeCl ₃ · 6H ₂ O	9,68
EDTA	30,0

3.2.2 Température

Le suivi de la température a été assuré par un thermocouple type Omega OMK. STP. 25A, série TD4. Pendant la deuxième partie de ce travail, la culture des plantes a été effectuée dans un bain thermostaté. Un dispositif d'aération composé de quatre ventilateurs a permis de dissiper la chaleur produite localement par les lampes et régulariser ainsi la température ambiante dans l'enceinte.

3.2.3 Éclairage

L'éclairage a été assuré par un système composé de quatre réflecteurs (Hydrofarm®) et quatre ampoules à décharge haute densité à spectre amélioré : Super HPS LU1000B dont le flux de radiation pour la photosynthèse est de 400 W et le rapport des pourcentages de lumière bleu/vert/violet est de 9,1. L'intensité projetée sur les plantes, mesurée avec un luxmètre Testo® 545, était en moyenne de $371 \pm 10 \mu\text{Einst} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ($= 38 \pm 1 \text{ klux}$).

3.2.4 Bassins de Culture

La culture des lentilles a été effectuée dans deux types de bacs en polyéthylène de dimensions respectives de 0,30 m x 0,30 m x 0,14 m ou encore de 0,57 m x 0,57 m x 0,48 m, dont les parois ont été rendues opaques afin d'éviter une prolifération excessive d'algues. L'ensemble a ensuite été placé dans une enceinte couverte d'un tissu noir opaque afin d'assurer un apport adéquat d'infrarouge lointain et minimiser l'impact de la lumière du laboratoire sur la croissance.

3.2.5 Appareillage

Afin de faciliter le suivi des cultures, les opérations de mise en tension du matériel (lampes, bain thermostaté, plinthes chauffantes et ventilateurs) prévu pour le contrôle de la température et de la photopériode et l'archivage des valeurs de la température ont été automatisées. L'appareillage utilisé tout au long de ce projet est présenté dans le tableau 3.3

Tableau 3.3 - Appareillage utilisé

Paramètre		Appareil	Type du matériel
Azote	Digestion	Plaque chauffante	VELP, série DK20
	Distillation		VELP, série 130A
Phosphore	Digestion	Plaque chauffante	Thermolyne, série 2200
	Absorbance		HACH, série DR/2000
Température	En continu	Thermocouple	Omega OMK. STP. 25A, série TD4
	En discontinu	Thermomètre à mercure	
Photopériode		Contrôlée par l'horloge de l'ordinateur	
Intensité de lumière		Luxmètre	Testo® 545
pH		pH-mètre	Hanna, série B417
Masse		Balance	Deltarange, série AT261
Séchage des lentilles		Four	VWR, série 13054
Déshumidification		Dessicateur	SPEC0009.00, série 901C
Éclairage		Lampe	Super HPS LU1000B
Ventilation		Ventilateurs type commercial	
Bassin de culture		Bacs en polyéthylène	
Contrôle de la température (air)		Plinthes chauffantes type commercial	

3.3 Méthodes

L'objectif des manipulations expérimentales consistait à fixer les conditions initiales et évaluer la densité finale des lentilles d'eau mise en culture. Cette densité a permis, ensuite, d'estimer certains paramètres qui caractérisent la croissance de ces plantes dont, entre autres, la production, le taux de croissance et les taux d'enlèvement du phosphore et de l'azote.

3.3.1 Milieu de croissance

Le milieu de croissance initial (tableau 3.2) a été préparé selon la procédure de Judy Acreman, Department of Botany, University of Toronto (Cross, 2002). Les bacs ont ensuite été remplis aux volumes appropriés (6 à 120 l) et les concentrations initiales des nutriments ont été calculées de façon à éviter d'éventuelles carences. Afin de palier au phénomène d'évaporation, le milieu de culture a été quotidiennement ajusté avec de l'eau distillée. Le calcul de ces volumes a été basé sur un taux de croissance exponentiel du 1^{er} ordre de $0,3 \text{ d}^{-1}$ et une teneur en phosphore des lentilles de $14 \text{ mg P/g}_{\text{sec}}$.

Durant la première partie de ce travail de recherche, des concentrations initiales d'azote et de phosphore, dans le milieu de culture, respectivement de 102 mg N/l et de 15 mg P/l ont été visées. Dans cette partie, la densité finale « D_{F-EX} » des lentilles mises en culture a été évaluée pour des densités initiales « D_0 » allant de $3,43$ à $128 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$. La température et la photopériode ont été conservées constantes ($T = 19 \text{ }^{\circ}\text{C}$; $E = 14,5$ heures)

L'étude des effets des variations des concentrations de phosphore et d'azote sur la croissance des lentilles a été réalisée à une température moyenne de $26,5 \pm 1,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$, une photopériode de $14,5$ heures et des concentrations moyennes d'azote et de phosphore respectivement de près de 92 mg N/l et 14 mg P/l . Cette étude a été menée dans des gammes de concentrations allant de $1,14 \text{ mg N/l}$ à 343 mg N/l dans le cas de l'azote et de $0,23 \text{ mg P/l}$ à

54 mg P/l dans le cas du phosphore. À cette fin, le milieu de croissance initial a été modifié de manière à obtenir les concentrations désirées, en faisant varier selon le cas, la concentration de KH_2PO_4 ou de KNO_3 . Il a été renouvelé quotidiennement afin de restituer les quantités de nutriments consommés par la biomasse.

L'étude de l'influence de la température et de la photopériode sur la croissance a été effectuée à des concentrations de phosphore et d'azote respectivement de près de 15 mg P/l et 98 mg N/l et 15 mg P/l et 90 mg N/l. Cette étude a été menée dans des gammes de température et de photopériode allant respectivement de 5 à 35 °C et de 2 à 17 heures.

3.3.2 Échantillonnage

L'analyse et l'échantillonnage de l'eau et des lenticules ont été effectués selon la procédure présentée à la figure 3.2.

3.3.3 Eau

Un échantillon du milieu initial a été périodiquement prélevé et conservé à 2 ± 1 °C. Un triplicata de celui-ci a été analysé le jour suivant. Ensuite, après deux ou sept jours, des triplicatas du milieu final non filtré et filtré ont été prélevés et conservés à 2 ± 1 °C puis analysés pendant la semaine suivante. Le dosage de l'azote et du phosphore du milieu final filtré a été effectué afin de s'assurer que ces deux éléments n'ont pas constitué des facteurs limitants.

3.3.4 Lentilles d'eau

L'essorage a été effectué en trois étapes : les lentilles ont été récupérées dans une passoire, ensuite l'eau interstitielle a été aspirée par une pompe à vide pendant cinq minutes et, enfin, l'ensemble a été placé sur un papier absorbant durant cinq minutes. La masse sèche initiale a été estimée par extrapolation en.

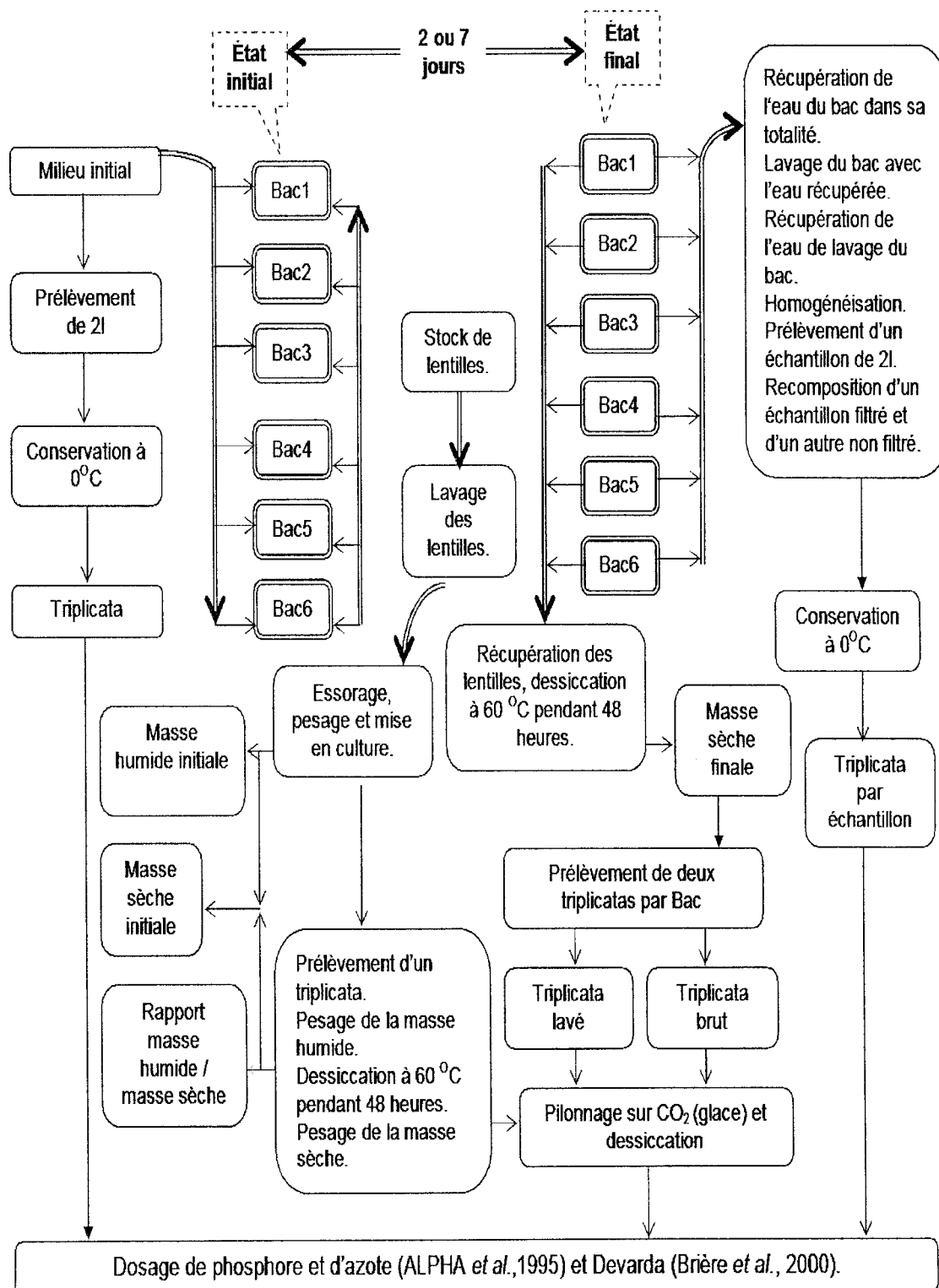


Figure 3.2 - Procédure d'échantillonnage et d'analyse.

déterminant le rapport ω de la masse sèche sur la masse humide à partir d'un triplicata prélevé de la masse initiale totale essorée. La masse sèche finale a été évaluée directement en déshydratant la totalité de la biomasse à 60 °C pendant 48 heures (figure 3.2).

3.3.5 Dosage du phosphore

Dans les eaux naturelles et les eaux usées, le phosphore se trouve surtout sous forme de phosphates : orthophosphates, polyphosphates et phosphates organiques. Dans le présent travail le phosphore a été exclusivement introduit dans le milieu de culture sous forme d'orthophosphates (tableau 3.2).

Le dosage du phosphore a été réalisé selon les méthodes normalisées (APHA *et al.*, 1992) : 4500-P(b) pour la préparation des échantillons, 4500-P(c) pour l'appréciation des concentrations entre 1 et 18 mg P/L et 4500-P(e) pour les concentrations entre 0,01 et 1,00 mg P/L. Quelques modifications à ces méthodes ont été adoptées et validées afin d'apporter plus de précision. Ainsi, deux millilitres d'acide sulfurique (au lieu de un millilitre) et 5 millilitres d'acide nitrique concentré ont été ajoutés aux échantillons lors de la digestion. Celle-ci a été effectuée sur une plaque chauffante à une température comprise entre 150 et 160 °C jusqu'à l'obtention d'un liquide acide incolore d'environ 2 ml de volume

Les lentilles sèches ont été pilonnées manuellement en présence de CO₂ sous forme de glace puis placées dans un dessiccateur pendant deux heures. Environ 25 mg de la poudre obtenue après séchage ont été introduits avec 50 ml d'eau distillée dans des ballons en verre, digérés et dosés selon la même procédure que pour les échantillons liquides.

3.3.6 Dosage de l'azote

L'azote a été introduit dans le milieu de culture sous forme de nitrates NO_3^- et d'azote organique Fe-EDTA (tableau 3.2). Le dosage d'azote Kjeldhal a été effectué selon la méthode normalisée 4500-N_{org} B (APHA *et al.*, 1992), tandis que l'azote sous forme de nitrates a été évalué selon la méthode de l'alliage de Devarda (Brière *et al.*, 2000).

Les lentilles sèches ont été préparées tel que décrit dans la sous-section 3.3.5 en introduisant 50 mg de lentilles sèches dans 50 ml d'eau distillée pour leur digestion tandis que leur dosage a été effectué selon la même procédure que pour les échantillons liquides.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS

Le présent chapitre présente les résultats obtenus sur la base de la méthodologie exposée dans le chapitre précédent. Il résume l'ensemble des comportements, constatés expérimentalement, des lentilles d'eau (*Lemna minor*), soumises à différentes conditions de densité initiale, de température, de photopériode et de concentrations d'azote et de phosphore. Il comporte, en outre, les définitions de certains paramètres qui seront utilisés dans le développement du modèle proposés.

4.1 Effet de la densité sur la croissance

Les résultats obtenus révèlent que la variation de la densité des lentilles d'eau mises ne suit pas un modèle typiquement exponentiel de 1^{er} ordre ($D = D_0 \cdot e^{r \cdot t}$). En effet, comme le montre la figure 4.1, la masse finale (expérimentale) des lentilles en culture tend vers la valeur asymptotique de 16,13 g_{sec} contrairement à ce que peut suggérer une croissance du premier ordre où cette masse augmente indéfiniment (tend vers $+\infty$). Le taux de croissance du 1^{er} ordre dépend de la densité initiale. Plus celle-ci augmente, plus le taux de croissance diminue. Le taux le plus élevé de 0,27 d⁻¹ a été obtenu avec des densités initiales sèches comprises entre 3,43 et 9,55 g_{sec}/m². Pour des grandes densités de 86,2 à 128 g_{sec}/m² les taux obtenus sont beaucoup moins importants (0,04 à 0,08 d⁻¹). La production des lentilles a quant à elle eu un comportement différent. La courbe présentée à la figure 4.1 montre un optimum de 7,90 g_{sec} autour d'une densité initiale de 45 g_{sec}/m² où, de part et d'autre, la biomasse produite diminue en fonction de la densité initiale (courbe en cloche). Toutefois, l'abattement de la valeur de la production est inférieure à 11% dans l'intervalle de densités [24 g_{sec}/m² ; 80 g_{sec}/m²] équivalent à [400 g_{humide}/m² ; 1300 g_{humide}/m²].

Les pourcentages de phosphore et d'azote assimilés par gramme de lentilles sèches produites (TLMP et TLMN) ont varié respectivement de 1,05 à 1,69 % et de 4,00 à 5,80 % (annexe C). Ces fluctuations sont dues essentiellement au degré de développement des cyanobactéries sur la surface immergée des lentilles. En effet, ces pourcentages dosés dans des lentilles propres (M_{P-C} et M_{N-C}) ont peu fluctué autour d'une moyenne de 1,04 % ($\sigma = 0,03$ %) dans le cas du phosphore et de 3,98 % ($\sigma = 0,11$ %) dans le cas de l'azote (annexe C).

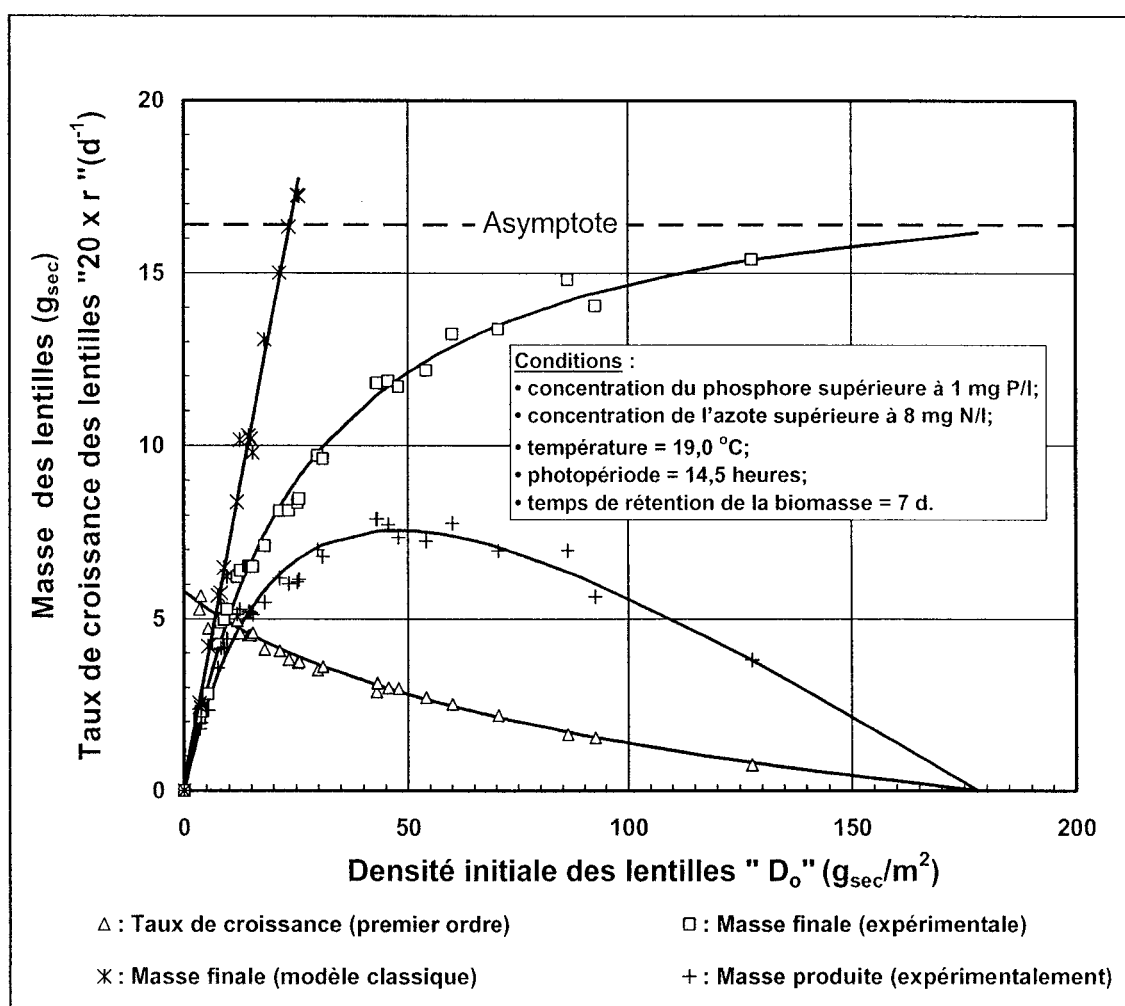


Figure 4.1 - Variation de quelques paramètres en fonction de la densité initiale.

En outre, l'erreur relative ε commise dans l'évaluation de TLMP et TLMN attribuable au phosphore et à l'azote résiduels présents dans l'eau interstitielle de la biomasse essorée est telle que :

$$\varepsilon = \max(\varepsilon_P, \varepsilon_N)$$

$$\varepsilon = \max \left(\frac{\frac{C_{P-FNF} \times MP \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{MP}}{\frac{C_{P-FNF} \times MP \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{TLMP - \frac{C_{P-FNF} \times MP \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{MP}}}, \frac{\frac{C_{N-FNF} \times MP \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{MP}}{\frac{C_{N-FNF} \times MP \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{TLMN - \frac{C_{N-FNF} \times MP \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{MP}}} \right) \quad \text{Équation 4.1}$$

$$\varepsilon = \max \left(\frac{\frac{C_{P-FNF} \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{TLMP - C_{P-FNF} \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}}{\frac{C_{N-FNF} \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}{TLMN - C_{N-FNF} \times \frac{(1-\omega)}{\omega \times \rho_E}}} \right) \quad \text{Équation 4.2}$$

La valeur de ε peut être calculée à partir de l'équation 4.2 en évaluant ce maximum à partir des valeurs de C_{P-FNF} ; C_{N-FNF} ; TLMP et TLMN présentées à l'annexe C, soit :

$$\varepsilon = \max(\varepsilon_P, \varepsilon_N) \leq \max(1,2 \% ; 3,5 \%) = 3,5 \%$$

Les taux d'enlèvement de l'azote et du phosphore s'obtiennent en multipliant la masse produite de lentilles en culture respectivement par la teneur en azote ou en phosphore des lentilles lavées ou non. La diminution du taux de croissance du 1^{er} ordre « r » n'implique pas automatiquement une baisse du taux d'enlèvement de phosphore ou d'azote. En effet, pour des valeurs de densités initiales des lentilles en culture inférieures à 45 g_{sec}/m², μ_{E-P-L} , μ_{E-N-L} , μ_{E-P-T} et μ_{E-N-T} (équations 4.3; 4.4; 4.5 et 4.6) sont des fonctions croissantes par rapport à D_0 , tandis que r est une fonction décroissante. Par contre, pour des valeurs

de densités initiales des lentilles supérieures à 45 g_{sec}/m² ces deux taux varient dans le même sens. En d'autres termes, une croissance rapide des lentilles d'eau n'occasionne pas automatiquement une meilleure élimination des nutriments du milieu de culture.

Les quatre taux d'enlèvement, présentés à la figure 4.2, peuvent être définis comme suit :

- taux d'enlèvement total de phosphore (lentilles + micro-algues attachées)

$$\mu_{E-P-T} = \frac{MP_{EX} \times TLMP}{S_L \times t} \quad \text{Équation 4.3}$$

- taux d'enlèvement total d'azote (lentilles + micro-algues attachées)

$$\mu_{E-N-T} = \frac{MP_{EX} \times TLMN}{S_L \times t} \quad \text{Équation 4.4}$$

- taux d'enlèvement de phosphore des lentilles d'eau lavées

$$\mu_{E-P-L} = \frac{MP_{EX} \times \text{Moyenne}(M_{P-C})}{S_L \times t} \quad \text{Équation 4.5}$$

- taux d'enlèvement d'azote des lentilles d'eau lavée

$$\mu_{E-N-L} = \frac{MP_{EX} \times \text{Moyenne}(M_{N-C})}{S_L \times t} \quad \text{Équation 4.6}$$

Les taux d'enlèvement du phosphore et de l'azote, μ_{E-P-L} et μ_{E-N-L} , des lentilles propres présentent des maximaux respectivement de 125 mg P/m²·d et 475 mg N/m²·d obtenus à la même densité de 45 g_{sec}/m² (figure 4.2). De part et d'autre de cette densité (45 g_{sec}/m²), les valeurs de μ_{E-P-L} et μ_{E-N-L} décroissent pour s'annuler à $D_o = 0$ g_{sec}/m² et à $D_o = 177$ g_{sec}/m² (courbes en cloches de la figure 4.2). Par contre, les taux d'enlèvement du phosphore et d'azote du tapis (lentilles + micro-algues attachées), μ_{E-P-T} et, μ_{E-N-T} présentent dans l'intervalle de densités initiales allant de 25 à 100 g_{sec}/m² des extremums locaux de 137 mg P/m²·d et 125 mg P/m²·d dans le cas du phosphore et de

545 mg N/m²·d et 475 mg N/m²·d dans le cas de l'azote (figure 4.2). Les écarts, calculés par rapport aux valeurs minimales, sont respectivement de 10 % $\left(\frac{137 - 125}{125} \times 100 \right)$ et 15 % $\left(\frac{545 - 475}{475} \times 100 \right)$. La contribution des micro-algues dans l'enlèvement des nutriments n'est donc pas négligeable.

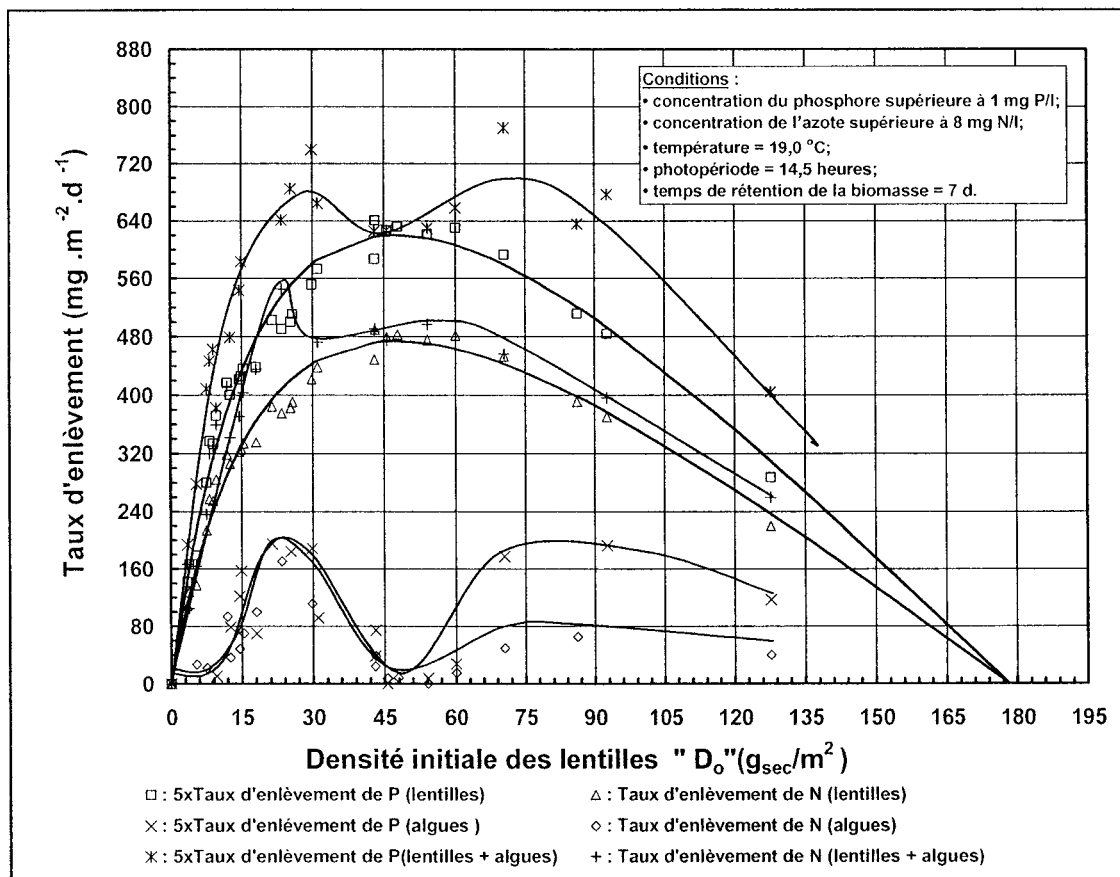


Figure 4.2 - Variation des taux d'enlèvement de phosphore et d'azote en fonction de la densité initiale.

Les taux d'enlèvement μ_{E-P-A} et μ_{E-N-A} , respectivement de phosphore et d'azote dus à la présence des micro-algues bleues vertes (cyanobactéries) et présentés à la figure 4.2, ont été obtenus en soustrayant le taux d'enlèvement des lentilles propres du taux d'enlèvement total. Ainsi, à partir des équations 4.5 ; 4.6 ; 4.7 et 4.8, μ_{E-P-A} et μ_{E-N-A} ont pu être mis sous les formes suivantes :

$$\mu_{E-P-A} = \frac{MP_{EX} \times [TLMP - \text{moyenne}(M_{P-C})]}{S_L \times t} \quad \text{Équation 4.7}$$

$$\mu_{E-N-A} = \frac{MP_{EX} \times [TLMN - \text{moyenne}(M_{N-C})]}{S_L \times t} \quad \text{Équation 4.8}$$

Les taux d'enlèvement de phosphore et d'azote, attribuables à la croissance des micro-algues μ_{E-P-A} et μ_{E-N-A} ont présenté un comportement différent selon l'intervalle de densités considérées (figure 4.2). Dans la plage de densités $[0 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2 ; 25 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2]$, μ_{E-P-A} et μ_{E-N-A} augmentent avec la densité initiale. Ce résultat était prévisible, car dans cette plage de densité, la masse produite de lentilles est une fonction croissante de la densité initiale, proportionnelle à la surface spécifique disponible à la croissance des micro-algues et à la masse produite des micro-algues en conséquence. À partir de la densité de $25 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$, l'intensité de la lumière qui traverse le tapis de lentilles devient limitante et la croissance des micro-algues est compromise. En conséquence, le taux d'enlèvement attribuable aux micro-algues diminue et atteint son minimum à la densité optimale des lentilles en culture de $45 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$. Au delà de cette densité ($45 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$), la production des lentilles diminue (figure 4.1) et l'âge moyen de ces plantes augmente. Elles deviennent ainsi vulnérables à la concurrence des micro-algues qui se développent alors à la surface de l'eau et sur la partie supérieure des thalles des lentilles d'eau en culture (la croissance des micro-algues en profondeur de la colonne d'eau du milieu de culture est inhibée à cause de l'absence de la lumière).

Ainsi, comme le montre la figure 4.2, les taux d'enlèvement de phosphore et d'azote attribuables à la croissance des micro-algues augmentent à des densités supérieures de $45 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$. Par ailleurs, la cinétique d'enlèvement de l'azote contenue dans le milieu de culture est ralentie à des densité supérieures à $45 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$, car ces micro-algues (cyanobactéries), qui dans ce cas se

développent à la surface du milieu de culture, fixent l'azote de l'air ambiant (Iqbal, 1999).

4.2 Effets de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur la croissance

Le taux intrinsèque de croissance de *Lemna minor*, défini comme la limite du taux de croissance du premier ordre r quand la densité des lentilles en culture tend vers zéro $\left[r_i = \lim_{D \rightarrow 0} \left(\frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt} \right) \right]$, est pratiquement constant dans les plages des concentrations de phosphore et d'azote allant respectivement de 1,0 à 27 mg P/l et de 3,0 à 120 mg N/l. Il décroît rapidement à des concentrations inférieures à 1,0 mg P/l et à 3,0 mg N/l, à plus fortes concentrations en phosphore et en azote, soit au-delà de 27 mg P/l et de 120 mg N/l, la croissance est légèrement inhibée (figures 4.3 et 4.4). Les résultats bruts sont présentés aux annexes D et E.

Les variations de la température et de la photopériode ont eu un impact différent sur le taux intrinsèque de croissance. Les courbes des figures 4.5 et 4.6 présentent des optimums respectivement autour de 25 °C et 12,5 h où, de part et d'autre, le taux de croissance diminue significativement.

Par ailleurs, l'abattement du taux intrinsèque de croissance dans les intervalles de température et de photopériode [25 °C, 30 °C] et [12 h, 16 h] est inférieur à 5 %. La croissance peut donc être considérée optimale dans ces plages. Pour des températures inférieures à 8 °C ou supérieures à 35 °C la croissance est fortement inhibée. En revanche, cette plante peut croître dans une large gamme de photopériode. En résumé le taux intrinsèque de croissance de *Lemna minor* semble dépendre surtout de la température et de la photopériode, les concentrations de phosphore et d'azote y jouent un rôle secondaire. L'ensemble des résultats bruts sont présentés aux annexes F et G

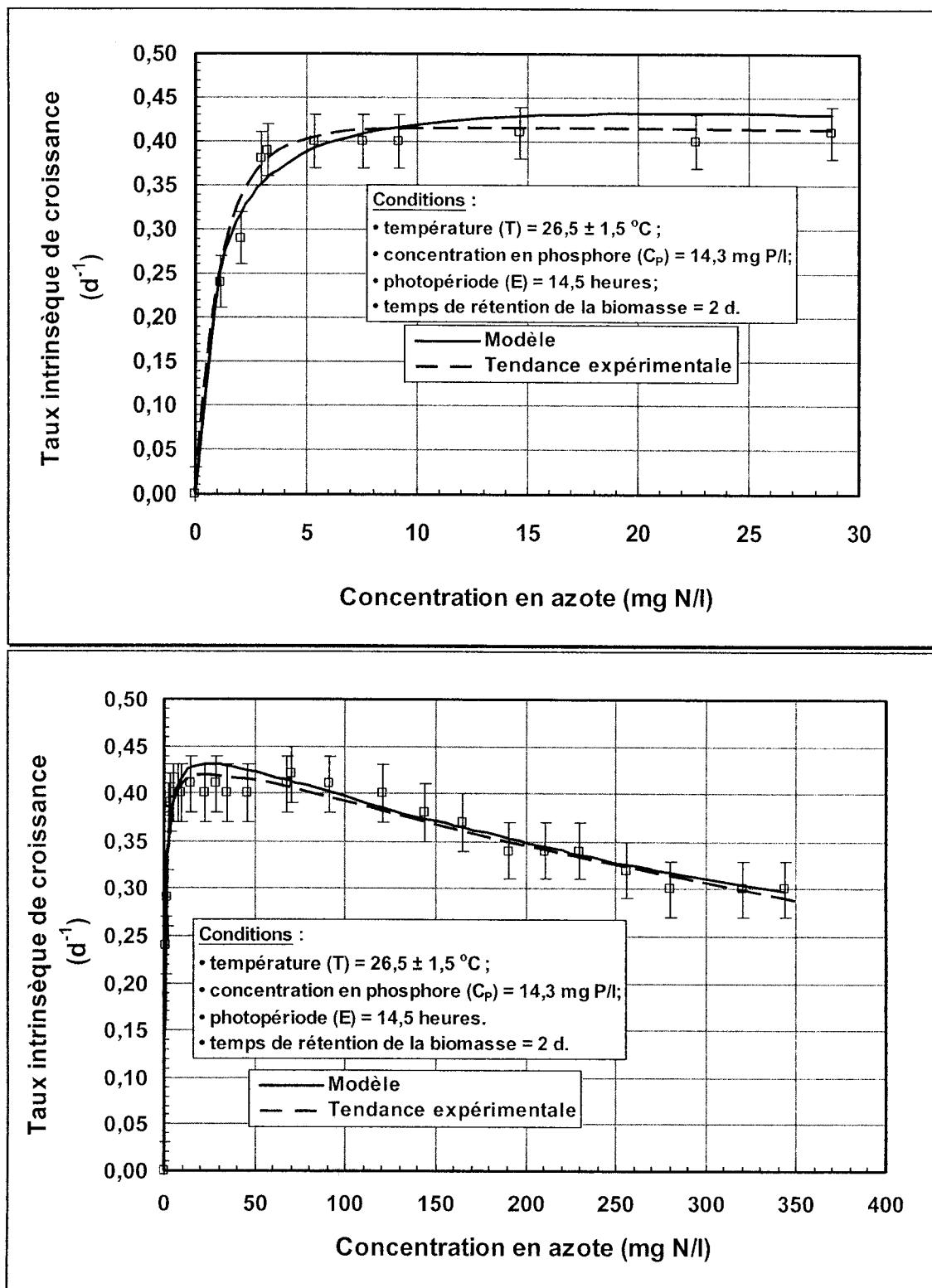


Figure 4.3 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la concentration d'azote.

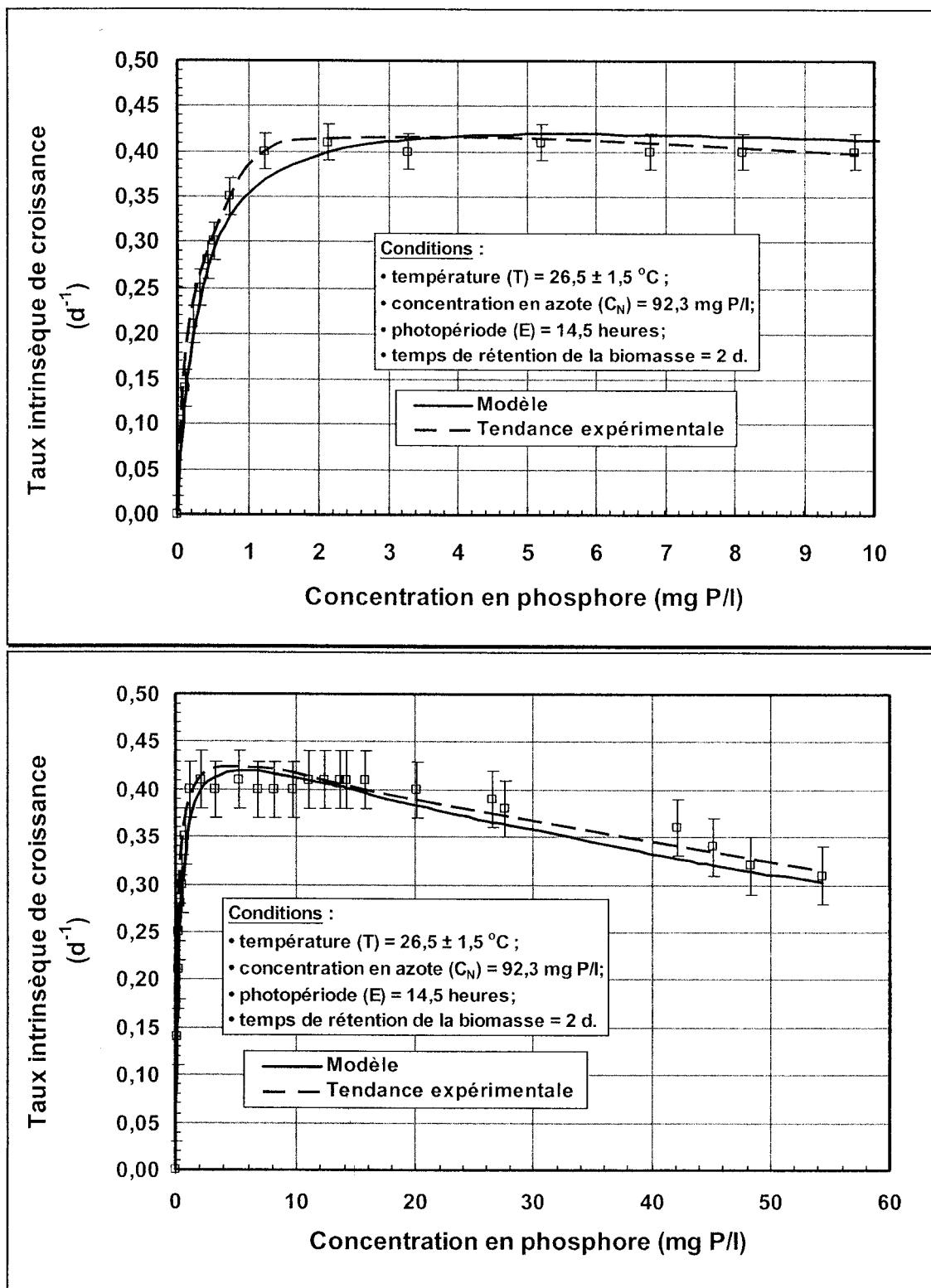


Figure 4.4 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la concentration de phosphore

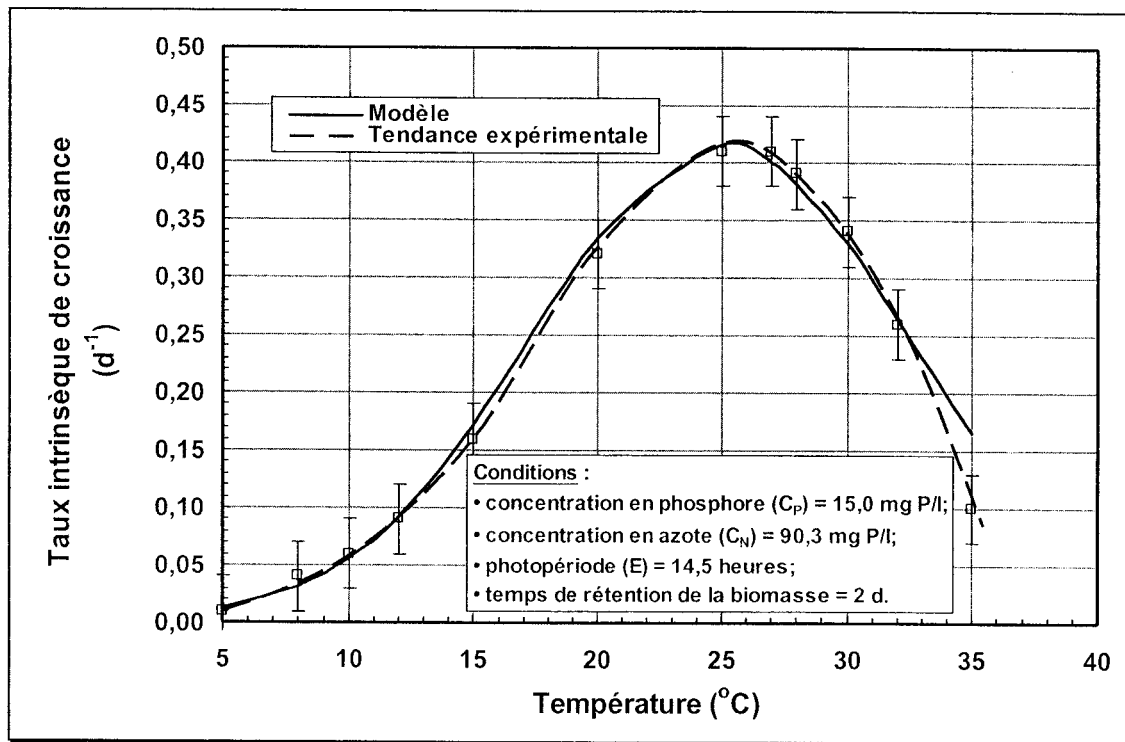


Figure 4.5 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la température.

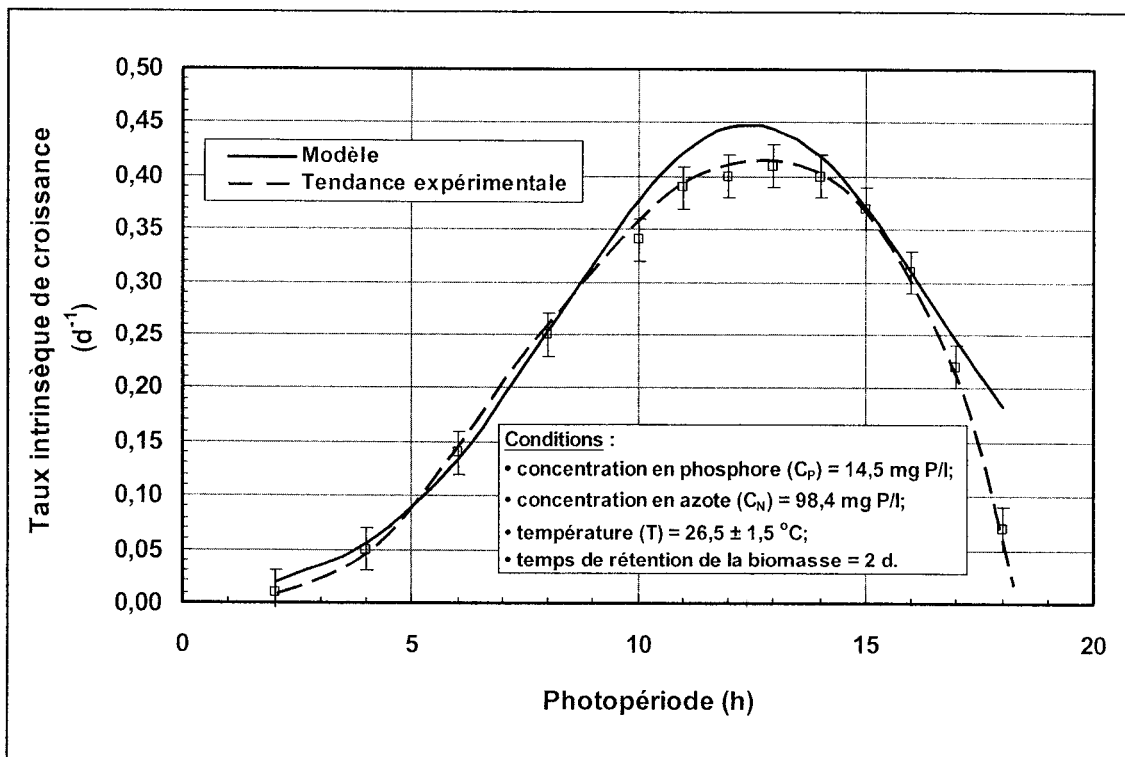


Figure 4.6 - Variation du taux intrinsèque de croissance en fonction de la photopériode.

4.3 Bilans

La méthodologie adoptée dans ce travail a été validée par l'établissement de deux types de bilans. À la fin de chaque cycle, les concentrations en azote et en phosphore ont été déterminées selon le schéma présenté à la figure 3.2. Au total, 33 bilans de phosphore et 28 d'azote ont été établis selon la procédure de l'organigramme de la figure 4.7. Les résultats, présentés aux annexes B et C, valident la méthodologie d'analyse et d'évaluation adoptée.

En effet, les pertes relatives (E_C) en phosphore et en azote imputables au mode opératoire de collecte, d'échantillonnage, d'analyse et d'évaluation des différents paramètres ont été dans 97 % des cas inférieures en valeurs absolues à 3,2 % (annexes B et C).

L'erreur relative ε attribuable à la prise en compte de la masse du soluté dans l'évaluation du poids de la biomasse peut être exprimée par l'équation 4.9:

$$\varepsilon = \frac{\text{masse du soluté}}{\text{masse sèche totale} - \text{masse du soluté}}$$

$$\varepsilon = \frac{\frac{\rho_s}{\rho_E} \times M_H \times \left(1 - \frac{M_D}{M_H}\right)}{M_D - \left[\frac{\rho_s}{\rho_E} \times M_H \times \left(1 - \frac{M_D}{M_H}\right)\right]} = \frac{\frac{\rho_s}{\rho_E} \times \left(1 - \frac{M_D}{M_H}\right)}{\frac{M_D}{M_H} - \left[\frac{\rho_s}{\rho_E} \times \left(1 - \frac{M_D}{M_H}\right)\right]} \quad \text{Équation 4.9}$$

où M_H et M_D sont respectivement la masse humide et sèche pesées, ρ_s est la masse totale par litre d'eau des éléments chimiques qui composent le milieu de croissance calculée à partir du tableau 3.2 ($\rho_s = 1154 \text{ mg/l}$) et ρ_E est la masse volumique de l'eau ($\rho_E = 1000 \text{ g/l}$).

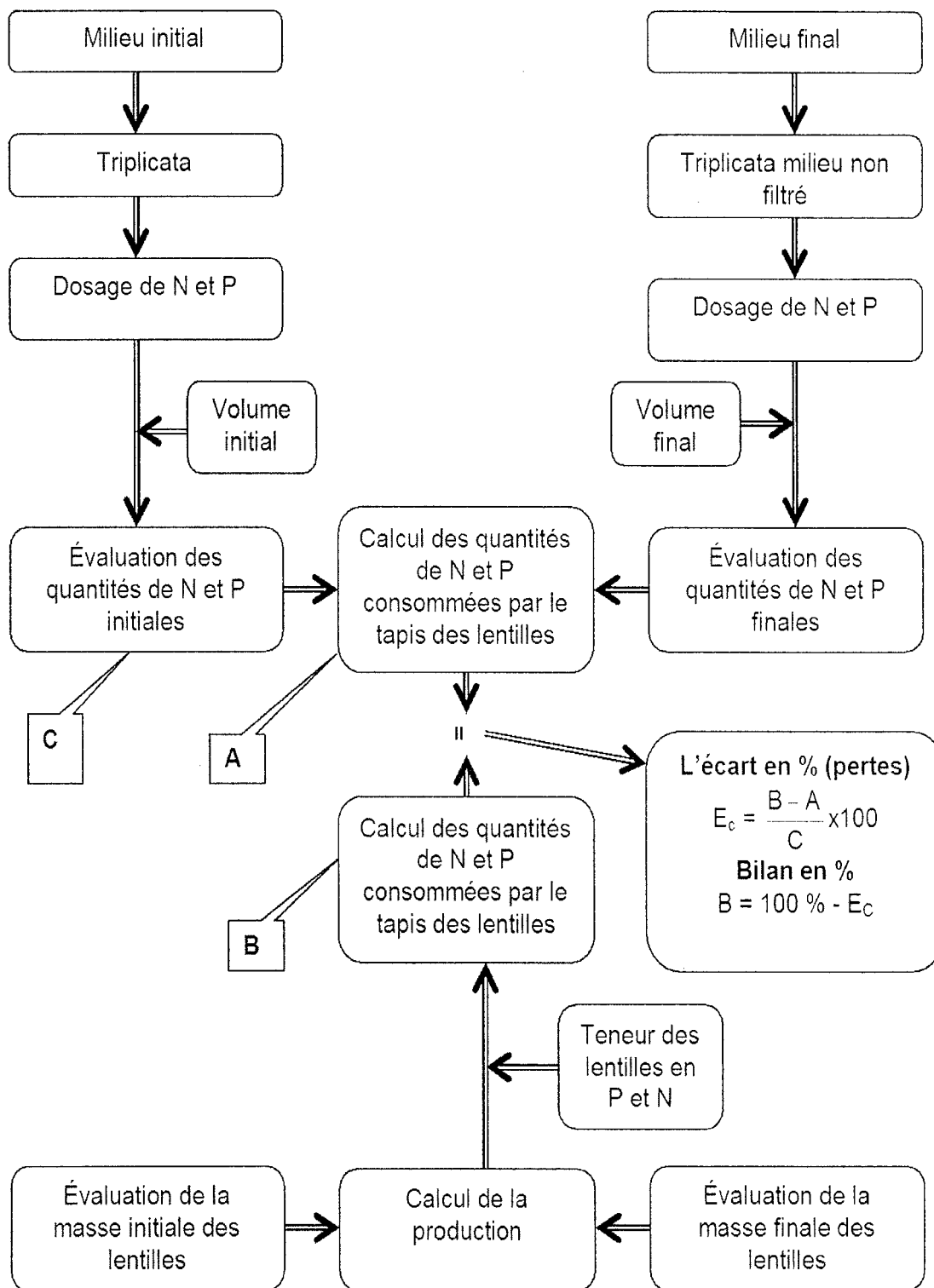


Figure 4.7 - Procédure suivie dans la réalisation des bilans de phosphore et d'azote.

La valeur du rapport $\omega = \frac{M_D}{M_H}$, dans les conditions d'essorage décrites dans la sous section 3.3.4, a été de $6 \pm 1 \%$ en moyenne durant toute cette étude. La valeur de ε peut être calculée à partir de l'équation 4.10, soit :

$$\varepsilon = \frac{\frac{\rho_S}{\rho_E} \times \left(1 - \frac{M_D}{M_H}\right)}{\frac{M_D}{M_H} - \left[\frac{\rho_S}{\rho_E} \times \left(1 - \frac{M_D}{M_H}\right)\right]} \leq \frac{\frac{1154}{10^6} \times (1 - 0,05)}{0,05 - \left[\frac{1154}{10^6} \times (1 - 0,05)\right]} = 0,022 \quad \text{Équation 4.10}$$

Cette erreur est donc de l'ordre de 2 %.

CHAPITRE 5

DISCUSSION

L'effet de la densité du tapis des lentilles d'eau sur la croissance des lentilles a été mis en évidence dans la littérature (sous-section 2.3.3). Cependant, ce facteur n'a pas été intégré dans la formulation des modèles rencontrés dans la littérature (section 2.5). Les résultats présentés dans le chapitre précédent démontrent clairement que la croissance de cette catégorie de plantes flottantes ne suit une croissance du 1^{er} ordre que dans le cas de faibles densités initiales des lentilles d'eau mises en culture. Ils indiquent, en outre, qu'au-delà d'une certaine densité la croissance de ces plantes est fortement freinée. Dans le présent chapitre, un modèle qui tient compte de ces constatations sera développé. Il sera composé de deux équations. La première intégrera la densité initiale et la densité limite en tant que paramètres dont dépend la croissance de ces plantes et la deuxième explicitera le taux intrinsèque de croissance en fonction des paramètres biotiques et abiotiques étudiés. Ensuite, une comparaison sera effectuée entre les valeurs, relevées dans la littérature et calculées à partir du modèle, de certains paramètres dont, entre autres, le taux de croissance et les taux d'enlèvement des nutriments. Le modèle proposé, développé à l'échelle du laboratoire à partir d'une culture en cuvée des lentilles, sera ensuite étendu à l'écoulement piston.

5.1 Modélisation

Le modèle proposé permet d'expliquer la cinétique de la croissance des lentilles d'eau concrétisé par les courbes présentées aux figures 4.1 et 4.2. Il introduit deux paramètres indépendants à savoir : la densité initiale et le taux intrinsèque de croissance. L'impact des facteurs étudiés dans le présent travail sur la croissance de *Lemna minor* autre que la densité initiale a été considéré dans le taux intrinsèque de croissance (r_i). Par contre, les effets de la densité du tapis de lentilles mises en culture ont été pris en compte séparément. En d'autres

termes la densité est considérée comme une fonction à deux variables (r_i et D_0); le modèle de croissance devrait donc être du second degré.

La sous-section 5.1.1 est consacrée à la modélisation de la densité des lentilles en culture à partir des valeurs obtenues expérimentalement dans les conditions présentées au chapitre 3. Les sous-sections 5.1.3; 5.1.4 et 5.1.5 s'arrêtent, quant à elles, respectivement à l'étude des impacts des concentrations de phosphore et d'azote, de la température et de la photopériode sur le taux de intrinsèque de croissance.

Les effets du taux intrinsèque de croissance et de la densité initiale des lentilles d'eau en culture sur la croissance ne seront pas supposés superposables (cas générale). Par contre, les impacts des concentrations de phosphore et d'azote, de la température et de la photopériode sur le taux intrinsèque de croissance seront considérés superposables (Boniardi *et al.*, 1994).

5.1.1 Modélisation de l'effet de la densité sur la croissance

L'étude de l'effet des variations de la densité initiale sur la croissance des lentilles a été réalisée en fixant la température moyenne du milieu de culture à $18 \pm 1,5$ °C, la photopériode à 14,5 heures, le temps de rétention de la biomasse (t_r) à 7 jours et les concentrations initiales moyennes d'azote et de phosphore respectivement à près de 97 mg N/l et 14 mg P/l. Le milieu de croissance a été renouvelé hebdomadairement. Cette sous-section traite de densité D des lentilles d'eau mises en culture en fonction de la densité initiale (D_0), la densité limite (D_L), le temps de rétention de la biomasse (t_r) et du taux intrinsèque de croissance (r_i).

Le modèle doit vérifier les deux conditions limites suivantes :

- à des faibles densités, la surface disponible à la croissance des lentilles d'eau ne constitue pas un facteur limitant. La croissance peut être alors considérée de 1^{er} ordre et exprimée par l'équation 5.1.

$$\lim_{D \rightarrow 0} \left(\frac{dD}{dt} \right) = r_i \times D \quad \text{Équation 5.1}$$

où $r_i = \lim_{D \rightarrow 0} \left(\frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt} \right)$ est le taux intrinsèque de croissance (r_i est indépendant de la densité; aucune contrainte de surface);

- à des grandes densités initiales, la densité des lentilles tend vers une valeur asymptotique D_L (figure 4.1), soit :

$$\lim_{D \rightarrow D_L} \left(\frac{dD}{dt} \right) = 0 \quad \text{Équation 5.2}$$

où D_L est la densité limite au delà de laquelle le taux de croissance est nul (contrainte de surface).

D'une manière générale un modèle de second ordre peut être exprimé par l'équation 5.3 :

$$\frac{dD}{dt} = a \times D^2 + b \times D + c \quad \text{Équation 5.3}$$

où a , b et c sont des constantes.

Or, $r_i = \lim_{D \rightarrow 0} \left(\frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt} \right) = \lim_{D \rightarrow 0} \left(a \times D + b + \frac{c}{D} \right)$, donc la constante c est forcément nulle

($c = 0$) et l'équation 5.3 peut être mise sous la forme suivante :

$$\frac{dD}{dt} = a \times D^2 + b \times D \quad \text{Équation 5.4}$$

La constante « a » peut être alors calculée en combinant les équations 5.2 et 5.4 :

$$a = -\frac{b}{D_L} \quad \text{Équation 5.5}$$

En remplaçant a par sa valeur (l'équation 5.5), l'équation 5.4 peut être reformulée sous la forme suivante

$$\frac{dD}{dt} = -\frac{b}{D_L} \times D^2 + b \times D = \left(\frac{D_L - D}{D_L} \right) \times b \times D \quad \text{Équation 5.6}$$

$$\text{Or, } r_i = \lim_{D \rightarrow 0} \left(\frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt} \right) = \lim_{D \rightarrow 0} \left[\left(\frac{D_L - D}{D_L} \right) \times b \right] = b$$

donc,

$$\frac{dD}{dt} = \left(\frac{D_L - D}{D_L} \right) \times r_i \times D \quad \text{Équation 5.7}$$

En supposant qu'à $t = 0$, $D = D_0$, l'intégration de l'équation 5.7 entre D_0 et D est tel que :

$$\begin{aligned} \int_{D_0}^D \frac{1}{D \times (D_L - D)} dD &= \int_0^t \frac{r_i}{D_L} dt \Leftrightarrow \int_{D_0}^D \frac{1}{D_L} \times \left[\frac{d(\ln(D_L - D) \times D)}{dD} + \frac{2}{D_L - D} \right] dD = \frac{1}{D_L} \int_0^t r_i dt \\ &\Leftrightarrow \int_{D_0}^D \frac{1}{D_L} \times \left[\frac{d(\ln(D_L - D) \times D)}{dD} - 2 \times \frac{d(\ln(D_L - D))}{dD} \right] dD = \frac{t}{D_L} \int_0^t r_i dt \\ &\Leftrightarrow \int_{D_0}^D d \ln \left(\frac{(D_L - D) \times D}{(D_L - D)^2} \right) = t \times R_{\text{moy } -i} \text{ où, } R_{\text{moy } -i} = \frac{\int_0^t r_i dt}{t} \\ &\Leftrightarrow \left[\ln \left(\frac{(D_L - D) \times D}{(D_L - D)^2} \right) \right]_{D_0}^D = R_{\text{moy } -i} \times t \end{aligned}$$

soit,

$$D = \frac{D_L \times D_o}{(D_L - D_o) \times e^{-R_{i-moy} \times t} + D_o} \quad \text{Équation 5.8}$$

Dans le cas de la présente étude, comme le montre l'annexe C, les concentrations de phosphore et d'azote du milieu de culture sont demeurées respectivement dans les plages de concentrations [1 mg P/l ; 15 mg P/l] et [8 mg N/l ; 102 mg N/l]. Or, d'après ce qui a présenté à la sous-section 4.2, le taux intrinsèque de croissance r_i est pratiquement constant dans ces plages de concentrations. En outre, tous les paramètres abiotiques (température du milieu de culture, photopériode et intensité de lumière) ont été gardés constants et les autres éléments chimiques qui entrent dans la composition du milieu de croissance ont été mis en excès. Le taux intrinsèque de croissance R_{moy-i} est donc tel que :

$$R_{moy-i} = \frac{\int_0^t r_i dt}{t} \approx r_i \quad \text{Équation 5.9}$$

En remplaçant R_{moy-i} par r_i , l'équation 5.8 peut être mise sous la forme suivante :

$$D = \frac{D_L \times D_o}{(D_L - D_o) \times e^{-r_i \times t} + D_o} \quad \text{Équation 5.10}$$

L'équation 5.10 peut être alors transformée sous la forme linéaire suivante :

$$\frac{D_o}{D} = \frac{(1 - e^{-r_i \times t})}{D_L} \times D_o + e^{-r_i \times t} \quad \text{Équation 5.11}$$

Pour un temps de séjour t donné, l'équation 5.11 est l'équation d'une droite dont l'abscisse à l'origine est de $e^{-r_i \times t}$ et la pente est de $\frac{(1 - e^{-r_i \times t})}{D_L}$.

La figure 5.1 présente les variations du rapport $\frac{D_o}{D}$ en fonction de D_o obtenues expérimentalement. Il en découle l'équation 5.12 :

$$\begin{cases} e^{-r_i \times t} = 0,131 \\ \frac{(1 - e^{-r_i \times t})}{D_L} = 0,0049 \end{cases} \Leftrightarrow \begin{cases} r_i = 0,290 \pm 0,004 \text{ d}^{-1} \\ D_L = 177 \pm 2 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2 \end{cases} \quad \text{Équation 5.12}$$

Les valeurs du taux intrinsèque de croissance (r_i) et de la densité limite (D_L) peuvent donc être estimées expérimentalement. r_i représente le taux intrinsèque de croissance correspondant au taux de croissance r calculé à partir du modèle 1^{er} ordre ($D = D_o \cdot e^{r \cdot t}$) en partant de faibles densités $\left[r_i = \lim_{D \rightarrow 0} \left(\frac{1}{D} \times \frac{dD}{dt} \right) \right]$. Les valeurs de r tirées de l'annexe C qui satisfont à cette

condition sont présentées au tableau 5.1. La valeur de r_i estimée à partir de la corrélation présentée à la figure 5.1 est de $0,29 \text{ d}^{-1}$, soit une différence de $0,03 \text{ d}^{-1}$ par rapport à la valeur moyenne calculée dans le tableau 5.1. La densité D_L correspond à la densité maximale au-delà de laquelle la croissance des lentilles d'eau n'est plus possible. Elle représente la limite supérieure à partir de laquelle le taux de croissance est nul. Une valeur approximative peut être estimée à partir du tableau présenté à l'annexe C, soit $D_L \approx 128 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$, la valeur théorique étant de $177 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$. La différence de $50 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ entre la valeur théorique ($177 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$) et la valeur expérimentale ($128 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$) est probablement due au fait que le système n'a pas évolué assez longtemps pour atteindre la densité limite D_L de $177 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$.

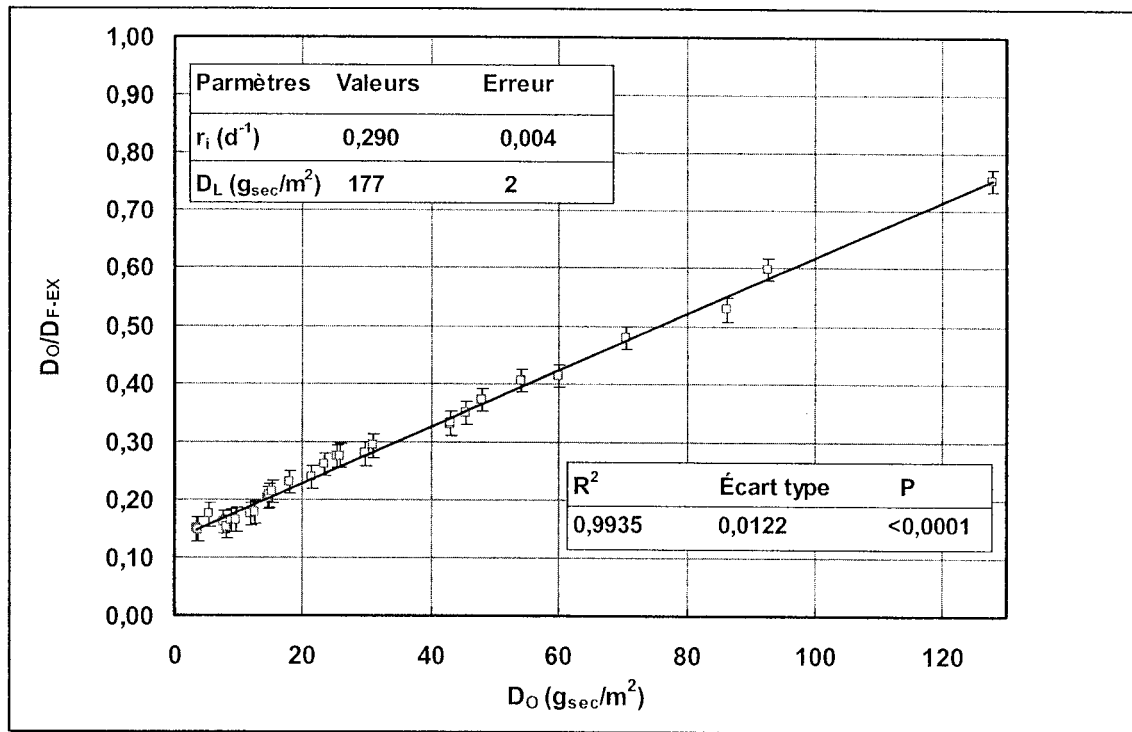


Figure 5.1 - Variation du rapport $\frac{D_O}{D_{F-EX}}$ en fonction de la densité initiale D_O

Tableau 5.1 - Taux de croissance correspondant à des faibles densités initiales

D_O (g _{sec} /m ²)	r (d ⁻¹)
3,43	0,26
3,74	0,28
5,36	0,24
7,54	0,25
8,19	0,27
8,94	0,25
9,58	0,27
Moyenne	0,26

5.1.2 Densité optimale et production maximale

La production maximale et la densité optimale des lentilles d'eau en culture sont deux paramètres importants dans le dimensionnement et la gestion d'éventuelles stations de traitement des eaux usées. Ils permettent d'évaluer le pouvoir épurateur d'enlèvement des nutriments et d'estimer la biomasse produite à gérer. En effet, les taux optimaux d'enlèvement d'azote et de

phosphore, comme il a été expliqué dans la section 4.1, sont proportionnels à la masse de lentilles produites et par conséquent plus cette production est importante, meilleur est la qualité de l'eau traitée.

La production à l'instant t peut être calculée à partir de l'équation 5.13 :

$$DP = D - D_o = \frac{D_o \times D_L}{(D_L - D_o) \times e^{-r_i \times t} + D_o} - D_o \quad \text{Équation 5.13}$$

En mettant D_o en facteur, on obtient l'équation 5.14 suivante :

$$DP = \frac{D_L}{\left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1} - D_o \quad \text{Équation 5.14}$$

À t donné, la production DP est maximale si et seulement si $\frac{\partial DP}{\partial D_o} = 0$, soit :

$$\begin{aligned} \frac{\partial DP}{\partial D_o} = 0 &\Leftrightarrow \frac{\left(\frac{D_L}{D_o}\right)^2 \times e^{-r_i \times t}}{\left[\left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1\right]^2} - 1 = 0 \\ &\Leftrightarrow \left(\frac{D_L}{D_o}\right) \times e^{-r_i \times \frac{t}{2}} = \left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1 \\ &\Leftrightarrow \frac{D_L}{D_o} \left(e^{-r_i \times \frac{t}{2}} - e^{-r_i \times t} \right) = 1 - e^{-r_i \times t} \end{aligned}$$

$$\frac{\partial DP}{\partial D_o} \Leftrightarrow \frac{D_L}{D_o} = \frac{1 - e^{-r_i \times t}}{e^{-r_i \times \frac{t}{2}} - e^{-r_i \times t}}$$

$$\Leftrightarrow D_o = D_L \times \frac{e^{-r_i \times \frac{t}{2}}}{1 + e^{-r_i \times \frac{t}{2}}}$$

La densité optimale D_{o-OP} peut donc être exprimée par l'équation 5.15 :

$$D_{o-OP} = D_L \times \frac{e^{-r_i \times \frac{t}{2}}}{1 + e^{-r_i \times \frac{t}{2}}} \quad \text{Équation 5.15}$$

La densité maximale DP_{max} est calculée en remplaçant D_o dans l'équation 5.14 par D_{o-OP} (équation 5.15) :

$$DP_{max} = D_L \times \frac{1 - e^{-r_i \times \frac{t}{2}}}{1 + e^{-r_i \times \frac{t}{2}}} \quad \text{Équation 5.16}$$

Dans le cas de la présente étude, le temps de rétention t_r de la biomasse a été fixé à 7 jours. Pour $t = t_r = 7$ d, les valeurs calculées respectivement à partir des équations 5.15 et 5.16 de la densité optimale D_{o-OP} et de la production maximale DP_{max} ont été obtenues en remplaçant D_L et r_i par leurs valeurs estimées à partir de l'équation 5.12 :

$$D_{o-OP} = 177 \times \frac{e^{-0,29 \times \frac{7}{2}}}{1 + e^{-0,29 \times \frac{7}{2}}} = 47 \text{ g}_{sec} / \text{m}^2 \quad \text{Équation 5.17}$$

$$DP_{max} = 177 \times \frac{1 - e^{-0,29 \times \frac{7}{2}}}{1 + e^{-0,29 \times \frac{7}{2}}} = 83 \text{ g}_{sec} / \text{m}^2 \quad \text{Équation 5.18}$$

Ces mêmes valeurs (équations 5.17 et 5.18) relevées directement sur le graphique de la figure 4.1 sont respectivement $45 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ et $87 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$

$$\left(87 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2 = \frac{\text{Masse produite maximale}}{\text{Surface latérale du bassin de culture}} = \frac{\text{PM}_{\text{EX-max}}}{S_L} = \frac{7,9}{908} \times 10000 \right).$$

Cette sous-section a été consacrée à la modélisation de l'effet de la variation de la densité initiale D_o sur de la croissance. Le modèle développé met en évidence l'existence d'une densité optimale D_{o-OP} où la production des lentilles mises en culture DP_{max} atteint sa valeur maximale. D_{o-OP} et DP_{max} dépendent de deux paramètres clés à savoir, la densité limite D_L et le taux intrinsèque de croissance r_i . D_L dépend uniquement des facteurs qui peuvent réduire la surface effective disponible à la croissance des lentilles d'eau tels que, entre autres, le vent, la pluie, les micro-algues, la vitesse de l'écoulement, etc.

Le taux de croissance intrinsèque r_i est le coefficient qui reflète l'impact des différents facteurs biotiques et abiotiques sur la croissance dont, entre autres, la température (T), l'intensité de la lumière (I), la durée de l'éclairage (E), l'âge de la biomasse (A) et la composition chimique du milieu de croissance (C_P , C_N , C_I , DCO, etc).

D'une manière générale r_i peut être exprimé sous la forme suivante :

$$r_i = r_{i-\text{max}} \times f(T, I, C_P, C_N, C_I, E, A, \text{DCO}, \text{etc}).$$

Soit, en supposant que les effets sont superposables (Boniardi *et al.*, 1994) :

$$r_i = r_{i-\text{max}} \times f(T) \times g(C_P) \times h(C_N) \times s(I) \times u(C_I) \times v(E) \times w(A) \times n(\text{DCO})$$

Quelques expressions de ces fonctions ont été présentées au tableau 2.14.

Le taux de croissance intrinsèque maximal $r_{i-\text{max}}$ peut être déterminé expérimentalement en opérant dans des conditions optimales de température, d'intensité de lumière, de durée d'éclairage avec une biomasse jeune, en

absence d'inhibiteur et de matière organique et sans que les concentrations des nutriments soient des facteurs limitants. Porath *et al.* (1979) rapportent, à titre d'exemple, une valeur de $0,41 \text{ d}^{-1}$. Les sous-sections 5.1.3; 5.1.4 et 5.1.5 seront ainsi consacrées à la modélisation du taux intrinsèque de croissance r_i . Ce taux sera explicité en fonction de quatre paramètres, à savoir :

- les concentrations d'azote et de phosphore C_P et C_N ;
- la température T ;
- la photopériode E .

5.1.3 Modélisation des effets des concentrations de phosphore et d'azote sur la croissance des lentilles d'eau

L'étude des effets des variations des concentrations de phosphore et de l'azote sur le taux intrinsèque de croissance a été réalisée en fixant la température du milieu de culture à $26,5 \pm 1,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ($\sigma = 1 \text{ }^{\circ}\text{C}$), la photopériode à 14,5 heures. Les concentrations moyennes d'azote et de phosphore ont quant à elles été fixées à 92,3 mg N/l (lors de l'étude de l'effet de du phosphore) et 14,3 mg P/l. (lors de l'étude de l'effet de l'azote) Cette étude a été menée dans des gammes de concentrations allant de 1,14 mg N/l à 343 mg N/l dans le cas de l'azote et de 0,23 mg P/l à 54 mg P/l dans le cas du phosphore (tableaux 5.2 et 5.3). Le milieu de croissance initial a été modifié de manière à obtenir les concentrations désirées, en faisant varier selon le cas, la concentration de KH_2PO_4 ou de KNO_3 . Il a été renouvelé quotidiennement afin de restituer les quantités de nutriments consommées par la biomasse. Cette sous-section explicite ainsi le taux intrinsèque r_i en fonction des concentrations d'azote et de phosphore.

Tableau 5.2 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.20 en fonction de C_N .

C_N (mg/l)	$r_{i\text{-exp}}$ (d^{-1})	Modèle	Δr_i (d^{-1})	C_N (mg/l)	$r_{i\text{-exp}}$ (d^{-1})	Modèle	Δr_i (d^{-1})
0,00	0,00	0,00	0,00	67,6	0,41	0,41	0,00
1,14	0,24	0,25	-0,01	70,4	0,42	0,41	0,01
2,05	0,29	0,32	-0,03	90,8	0,41	0,40	0,01
2,95	0,38	0,35	0,03	120	0,40	0,39	0,01
3,22	0,39	0,36	0,03	144	0,38	0,37	0,01
5,32	0,40	0,39	0,01	165	0,37	0,36	0,01
7,52	0,40	0,41	-0,01	191	0,34	0,35	-0,01
9,12	0,40	0,42	-0,02	211	0,34	0,34	0,00
14,6	0,41	0,43	-0,02	230	0,34	0,34	0,00
22,6	0,40	0,43	-0,03	256	0,32	0,33	-0,01
28,7	0,41	0,43	-0,02	280	0,30	0,32	-0,02
34,6	0,40	0,43	-0,03	320	0,30	0,30	0,00
46,4	0,40	0,42	-0,02	344	0,30	0,30	0,00

NB : Les valeurs du taux intrinsèque de croissance r_i , présentées dans le tableau 5.2, ont été établies dans les conditions suivantes :
température (T) = $26,5 \pm 1,5$ °C ;
concentration de phosphore (C_P) = 14,3 mg P/l;
photopériode (E) = 14,5 heures.

Tableau 5.3 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.21 en fonction de C_P .

C_P (mg/l)	$r_{i\text{-exp}}$ (d^{-1})	Modèle	Δr_i (d^{-1})	C_P (mg/l)	$r_{i\text{-exp}}$ (d^{-1})	Modèle	Δr_i (d^{-1})
0,00	0,00	0,00	0,00	9,7	0,40	0,41	0,01
0,12	0,14	0,13	-0,01	11,1	0,41	0,41	0,00
0,23	0,21	0,20	-0,01	12,4	0,41	0,41	0,00
0,31	0,25	0,23	-0,02	14	0,41	0,40	-0,01
0,43	0,28	0,27	-0,01	14	0,41	0,40	-0,01
0,52	0,30	0,29	-0,01	16	0,41	0,40	-0,01
0,74	0,35	0,33	-0,02	20	0,40	0,38	-0,02
1,23	0,40	0,37	-0,03	26	0,39	0,37	-0,02
2,1	0,41	0,40	-0,01	28	0,38	0,36	-0,02
3,3	0,40	0,41	0,01	42	0,36	0,33	-0,03
5,2	0,41	0,42	0,01	45	0,34	0,32	-0,02
6,8	0,40	0,42	0,02	48	0,32	0,31	-0,01
8,1	0,40	0,42	0,02	54	0,31	0,30	-0,01

NB : Les valeurs du taux intrinsèque de croissance r_i , présentées dans le tableau 5.3, ont été établies dans les conditions suivantes :
température (T) = $26,5 \pm 1,5$ °C ;
concentration de l'azote (C_N) = 92,3 mg N/l ;
photopériode (E) = 14,5 heures.

L'allure des courbes des figures 4.3 et 4.4 suggère que la croissance suit une cinétique de Michaelis-Menten (Michaelis *et al.*, 1961) :

$$r_i = R \times f(T) \times g(E) \times \frac{C_N}{C_N + K_N} \times \frac{K_{IN}}{K_{IN} + C_N} \times \frac{C_P}{C_P + K_P} \times \frac{K_{IP}}{K_{IP} + C_P} \quad \text{Équation 5.19}$$

où K_P , K_N , K_{IN} et K_{IP} sont respectivement les concentrations de saturation et d'inhibition de phosphore et d'azote, f et g sont deux fonctions qui tiennent compte de l'impact de la température et de la photopériode sur le taux de croissance et R est une constante.

Pour une température, une photopériode et une concentration de phosphore données, l'équation 5.19 s'écrit :

$$r_i = \alpha_N \times \frac{C_N}{C_N + K_N} \times \frac{K_{IN}}{K_{IN} + C_N} \quad \text{Équation 5.20}$$

où α_N représente le taux de croissance maximal obtenu à une température de $26,5 \pm 1,5$ °C, une photopériode de 14,5 h et une concentration de phosphore de 14,3 mg P/l (le tableau 5.2). Le troisième terme de l'équation 5.20 « $\frac{K_{IN}}{K_{IN} + C_N}$ » a été introduit afin de tenir compte de l'effet d'inhibition des fortes concentrations d'azote. L'équation 5.20 peut être mise sous la forme d'un polynôme de second degré, soit :

$$\frac{C_N}{r_i} = \frac{1}{\alpha_N \times K_{IN}} C_N^2 + \frac{K_N + K_{IN}}{\alpha_N \times K_{IN}} \times C_N + \frac{K_N}{\alpha_N} \quad \text{Équation 5.21}$$

Les valeurs des paramètres α_N , K_N et K_{IN} peuvent être calculées à partir de la corrélation présentée à la figure 5.2 .

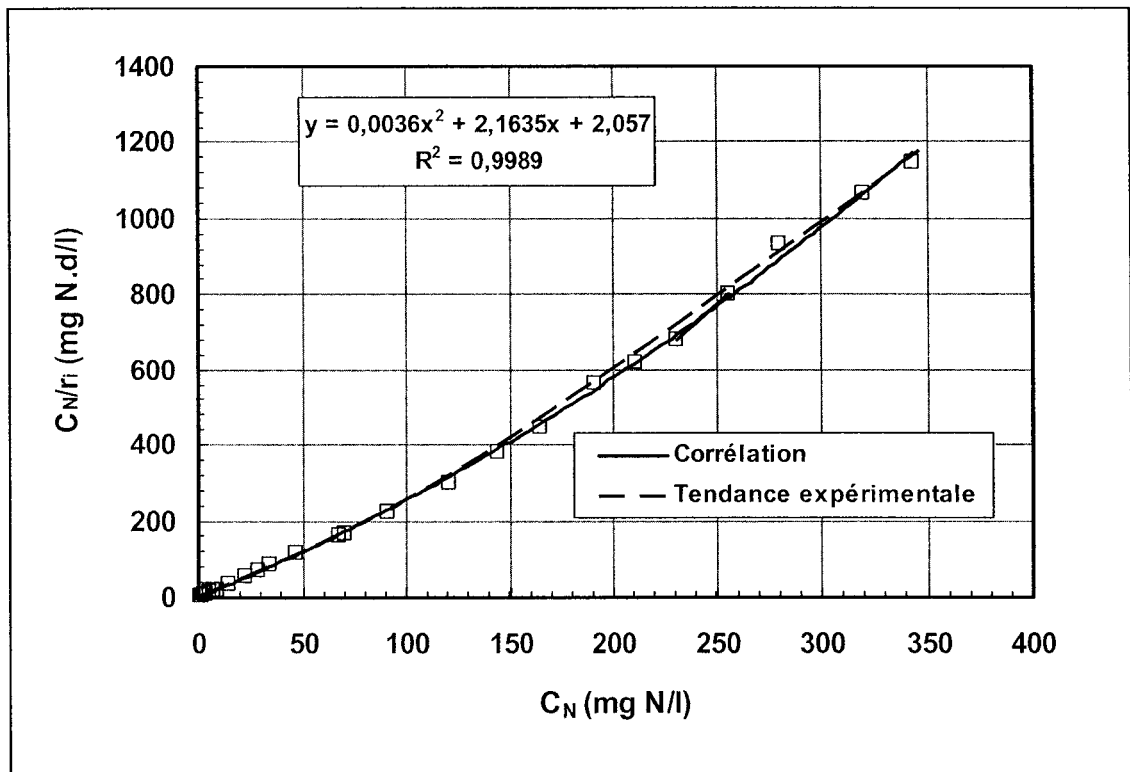


Figure 5.2 - Variation de $\frac{C_N}{r_i}$ en fonction du rapport C_N .

$$\alpha_N = 0,46 \text{ d}^{-1} \quad \text{Équation 5.22}$$

$$K_N = 0,95 \text{ mg N/l} \quad \text{Équation 5.23}$$

$$K_{IN} = 604 \text{ mg N/l} \quad \text{Équation 5.24}$$

α_P , K_P , et K_{IP} peuvent être estimés en adoptant le même raisonnement :

$$r_i = \alpha_P \times \frac{C_P}{C_P + K_P} \times \frac{K_{IP}}{K_{IP} + C_P} \quad \text{Équation 5.25}$$

$$\alpha_P = 0,45 \text{ d}^{-1} \quad \text{Équation 5.26}$$

$$K_P = 0,31 \text{ mg P/l} \quad \text{Équation 5.27}$$

$$K_{IP} = 101 \text{ mg P/l} \quad \text{Équation 5.28}$$

5.1.4 Modélisation de l'effet de la température

Dans cette sous-section on se propose d'expliciter le taux intrinsèque r_i en fonction température.

L'effet de la température sur la croissance peut être exprimé par l'équation 5.29 :

$$r_i = \alpha_T \times \theta_1^{\left(\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}\right)^2} \times \theta_2^{\left(\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}\right)} \quad \text{Équation 5.29}$$

où α_T est le taux obtenu à $T = T_{OP} = 26^\circ\text{C}$ (température de référence choisie arbitrairement) et θ_1 et θ_2 sont deux constantes adimensionnelles inférieures à l'unité. Comme le montre le tableau 5.4, l'équation 5.29 représente adéquatement les valeurs obtenues expérimentalement dans la plage de température allant de 5°C à 32°C . En effet, L'écart moyen (en valeur absolue) entre les valeurs calculées et obtenues expérimentalement du taux de croissance est de $0,01\text{ d}^{-1}$ ($\sigma = 0,01\text{ d}^{-1}$)

Tableau 5.4 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.29 en fonction de la température

T(°C)	$r_{i\text{-exp}}$ (d ⁻¹)	Équation 5.29	Δr_i (d ⁻¹)	T (°C)	$r_{i\text{-exp}}$ (d ⁻¹)	Équation 5.29	Δr_i (d ⁻¹)
5	0,01	0,01	0,00	25	0,41	0,42	0,01
8	0,04	0,03	-0,01	27	0,41	0,40	-0,01
10	0,06	0,06	0,00	28	0,39	0,38	-0,01
12	0,09	0,09	0,00	30	0,34	0,33	-0,01
15	0,16	0,17	0,01	32	0,26	0,26	0,00
20	0,32	0,33	0,01				

NB : Les valeurs du taux intrinsèque de croissance r_i , présentées dans le tableau 5.4, ont été établies dans les conditions suivantes :
 concentration du phosphore (CP) = 15,0 mg P/l;
 concentration de l'azote (CN) = 90,3 mg N/l;
 photopériode (E) = 14,5 heures.

L'équation 5.29 peut être mise sous la forme suivante :

$$\ln(r_i) = \ln(\alpha_T) + \left(\frac{T - T_{OP}}{T_{OP}} \right)^2 \times \ln(\theta_1) + \frac{T - T_{OP}}{T_{OP}} \times \ln(\theta_2). \quad \text{Équation 5.30}$$

Les valeurs des paramètres α_T , θ_1 et θ_2 peuvent être calculées à partir de la corrélation présentée à la figure 5.3.

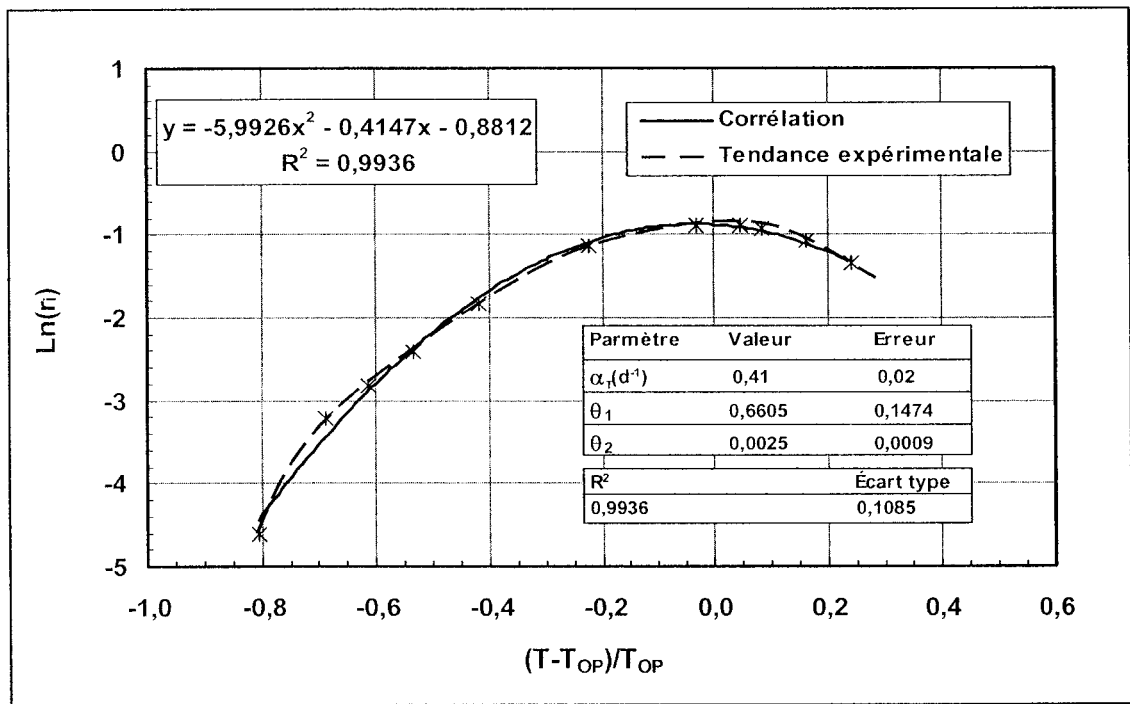


Figure 5.3 - Variation de $\ln(r_i)$ en fonction de $\frac{T - T_{OP}}{T_{OP}}$.

5.1.5 Modélisation de l'effet de la photopériode

Cette sous-section explicite le taux intrinsèque r_i en fonction de la photopériode.

L'effet de la photopériode sur la croissance peut être modélisé par l'équation 5.31 :

$$r_i = \alpha_E \times \theta_3 \left(\frac{E - E_{OP}}{E_{OP}} \right)^2 \times \theta_4 \left(\frac{E - E_{OP}}{E_{OP}} \right) \quad \text{Équation 5.31}$$

où α_E est le taux obtenu à $E = E_{OP} = 13$ h (photopériode de référence choisie arbitrairement) et θ_3 et θ_4 sont deux constantes adimensionnelles inférieures à l'unité. Comme le montre le tableau 5.5, l'équation 5.31 reproduit les valeurs obtenues expérimentalement, dans la plage de photopériode allant de 2 h à 17 h, avec un écart moyen (en valeur absolue) de $0,02 \text{ d}^{-1}$ ($\sigma = 0,02 \text{ d}^{-1}$).

L'équation 5.29 peut être mise sous la forme suivante :

$$\ln(r_i) = \ln(\alpha_E) + \left(\frac{E - E_{OP}}{E_{OP}} \right)^2 \times \ln(\theta_3) + \frac{E - E_{OP}}{E_{OP}} \times \ln(\theta_4). \quad \text{Équation 5.32}$$

Les valeurs des paramètres α_E , θ_3 et θ_4 ont été calculées à partir de la corrélation présentée à la figure 5.4.

La combinaison des équations 5.20; 5.25; 5.29 et 5.31, développées ci-dessus, permet de mettre l'équation 5.19 sous la forme suivante :

$$r_i = R \times \theta_1^{\left(\frac{T - T_{OP}}{T_{OP}}\right)^2} \times \theta_2^{\left(\frac{T - T_{OP}}{T_{OP}}\right)} \times \theta_3^{\left(\frac{E - E_{OP}}{E_{OP}}\right)^2} \times \theta_4^{\left(\frac{E - E_{OP}}{E_{OP}}\right)} \times \frac{C_N}{C_N + K_N} \times \frac{K_{IN}}{K_{IN} + C_N} \times \frac{C_P}{C_P + K_P} \times \frac{K_{IP}}{K_{IP} + C_P} \quad \text{Équation 5.33}$$

Tableau 5.5 - Valeurs du taux de croissance intrinsèque expérimentales et calculées à partir de l'équation 5.31 en fonction de la photopériode.

E (h)	$r_{i\text{-exp}}$ (d^{-1})	Équation 5.31	Δr_i (d^{-1})	E (h)	$r_{i\text{-exp}}$ (d^{-1})	Équation 5.31	Δr_i (d^{-1})
2	0,01	0,02	-0,01	12	0,4	0,45	-0,05
4	0,05	0,06	-0,01	13	0,41	0,44	-0,03
6	0,14	0,13	0,01	14	0,4	0,42	-0,02
8	0,25	0,25	0,00	15	0,37	0,37	0,00
10	0,34	0,38	-0,04	16	0,31	0,31	0,00
11	0,39	0,42	-0,03	17	0,22	0,24	-0,02

NB : Les valeurs du taux intrinsèque de croissance r_i , présentées dans le tableau 5.5, ont été établies dans les conditions suivantes :
température (T) = $26,5 \pm 1,5$ °C ;
concentration de l'azote (C_N) = 98,4 mg N/l;
concentration du phosphore (C_P) = 14,5 mg P/l;

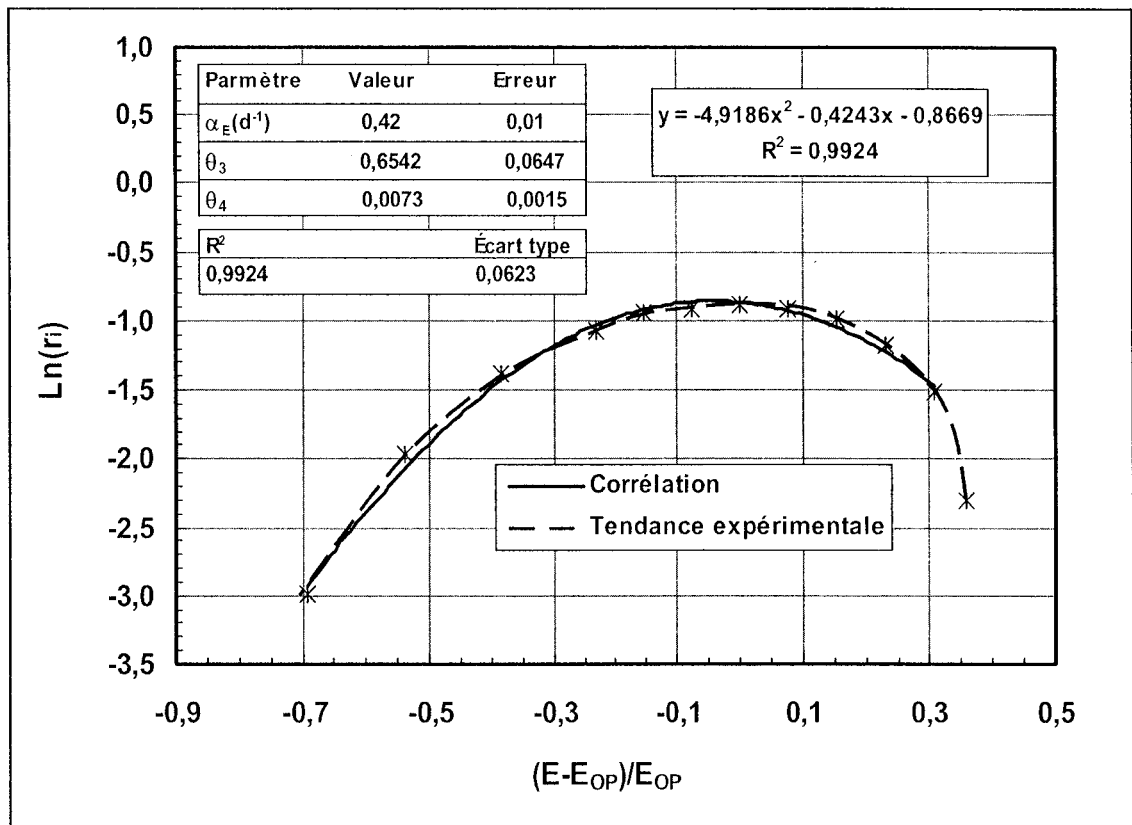


Figure 5.4 - Variation de $\ln(r_i)$ en fonction de $\frac{E-E_{OP}}{E_{OP}}$

La valeur de R obtenue par des itérations successives de manière à réduire l'écart moyen entre les valeurs calculées à partir de l'équation 5.33 et obtenues expérimentalement est de $0,63 d^{-1}$. Les valeurs des autres paramètres qui interviennent dans l'équation 5.34 sont présentées dans le tableau récapitulatif 5.6.

Tableau 5.6 - Valeurs des paramètres qui interviennent dans le modèle

Paramètre	θ_1	θ_2	θ_3	θ_4	T_{OP} (°C)
Valeur	0,0025	0,6605	0,0073	0,6542	26
Paramètre	E_{OP} (h)	K_P (mg P/l)	K_{IP} (mg P/l)	K_N (mg N/l)	K_{IN} (mg N/l)
Valeur	13	0,31	101	0,95	604

Compte tenu de la combinaison des équations 5.10 et 5.33, le modèle proposé est donc un système de deux équations soit :

$$\begin{cases} D = \frac{D_L \times D_o}{(D_L - D_o) \times e^{r_i \times t} + D_o} \\ r_i = R \times \theta_1^{\left(\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}\right)^2} \times \theta_2^{\left(\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}\right)} \times \theta_3^{\left(\frac{E-E_{OP}}{E_{OP}}\right)^2} \times \theta_4^{\left(\frac{E-E_{OP}}{E_{OP}}\right)} \times \frac{C_N}{C_N + K_N} \times \frac{K_{IN}}{K_{IN} + C_N} \times \frac{C_P}{C_P + K_P} \times \frac{K_{IP}}{K_{IP} + C_P} \end{cases} \quad \text{Équation 5.34}$$

L'équation 5.34 permet de prédire la valeur du taux de croissance à $0,03 \text{ d}^{-1}$ près ($\pm 0,03 \text{ d}^{-1}$) avec une fiabilité de 97% (annexe H). Par ailleurs, le taux de croissance calculé à partir de cette équation, dans les conditions correspondantes à la première partie de ce travail (section 5.1.1), est de $0,30 \text{ d}^{-1}$ à comparer à $0,29 \text{ d}^{-1}$ estimé expérimentalement. Les figures 4.3, 4.4, 4.5 et 4.6 présentent une comparaison entre le modèle (équation 5.34) et les résultats expérimentaux. Ainsi, l'équation 5.34 (modèle) permet d'estimer la densité surfacique « D » des lentilles en culture en fonction du temps « t », pour n'importe quelle densité initiale D_o à des concentrations d'azote et de phosphore, une température du milieu de culture et une photopériode données.

5.2 Comparaison avec quelques résultats de la bibliographie

Les valeurs des paramètres intrinsèques à la croissance des lentilles d'eau, rencontrées dans la bibliographie, tels que le taux de croissance et les taux d'enlèvement des nutriments sont généralement évalués dans des conditions biotiques et abiotiques très variées. Les taux de croissance et d'enlèvement de phosphore et d'azote varient considérablement dans la bibliographie dépendamment de l'espèce de lentilles étudiée, de la composition du milieu de culture et de sa nature, de la valeur la densité initiale, du temps de rétention hydraulique, de la fréquence des récoltes et de la méthodes d'essorage adoptée. Dans la majorité des cas, les densités initiales ne sont pas spécifiées

ou encore elles sont ramenées à la densité humide, ce qui pose un problème de standardisation. La comparaison entre les résultats rencontrés dans la littérature entre eux et par rapport à ceux du présent rapport s'avère difficile. Le modèle développé dans la présente étude permet d'expliquer l'ampleur de cette disparité et de mettre en évidence les facteurs les plus importants qui régulent la croissance de ces plantes.

5.2.1 Taux de croissance

Le taux de croissance du 1^{er} ordre « r » peut être exprimé sous la forme de l'équation 5.35 suivante :

$$r = \frac{1}{t} \times \ln\left(\frac{D}{D_o}\right) \quad \text{Équation 5.35}$$

En remplaçant « D » dans l'équation 5.35 par le deuxième terme de l'équation 5.8, « r » peut être mis sous la forme suivante :

$$\left\{ \begin{aligned} r &= \frac{1}{t} \times \ln\left(\frac{D}{D_o}\right) = \frac{1}{t} \times \ln\left(\frac{\frac{D_L}{D_o}}{\left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1}\right) \\ r_i &= R \times \theta_1^{\left(\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}\right)^2} \times \theta_2^{\left(\frac{T-T_{OP}}{T_{OP}}\right)} \times \theta_3^{\left(\frac{E-E_{OP}}{E_{OP}}\right)^2} \times \theta_4^{\left(\frac{E-E_{OP}}{E_{OP}}\right)} \times \frac{C_N}{C_N + K_N} \times \frac{K_{IN}}{K_{IN} + C_N} \times \frac{C_P}{C_P + K_P} \times \frac{K_{IP}}{K_{IP} + C_P} \end{aligned} \right. \quad \text{Équation 5.36}$$

où D_L , D_o , r_i et t sont respectivement la densité limite (177 g_{sec}/m²), la densité initiale, le taux intrinsèque de croissance et le temps de rétention de la biomasse.

Le tableau 5.7 présente une comparaison des taux de croissance du premier ordre calculés à partir de l'équation 5.36 et directement relevés dans la bibliographie. Dans les deux premier cas (Vermaat et Hanif, 1998; Boniardi *et al.*, 1994), l'écart entre ces deux taux est de l'ordre de l'erreur ($0,03 \text{ d}^{-1}$; section 5.1.5), tandis que dans le dernier cas (Körner et Vermaat, 1998), cet écart est de $0,11 \text{ d}^{-1}$. Cette différence notable serait essentiellement due aux conditions d'épuisement d'azote. En effet les pertes par nitrification / dénitrification et la consommation en azote du biofilm attaché aux parois serait à l'origine de l'épuisement de 44% de cet élément de sorte qu'il est devenu limitant en cours

Tableau 5.7 - Comparaison des taux de croissance relevés dans la bibliographie et calculés à partir l'équation 5.36

Auteurs		Vermaat et Hanif (1998)	Boniardi <i>et al.</i> (1994)	Körner et Vermaat (1998)
Nature du milieu de culture		1/10 Huttner	Eau artificielle	Eau usée
Régime		En cuvée	En cuvée	En cuvée
Volume du milieu de culture	(l)	1,1	12	0,9
Section latérale	(cm^2)	212	625	269
Densité d'opération	($\text{g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$)	0,47	102	28,0
Concentration initiale du phosphore	(mg P/l)	8,7	5,0	4,0
Concentration initiale de l'azote	(mg N/l)	52,0	49,5	31,0
Temps de rétention	(d)	12	3,8	3,0
Photopériode	(h)	16	8,0	16
Intensité de la lumière	($\mu\text{Einst}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$)	180 à 200	273	180 à 200
Plante		<i>Lemna minor</i>	<i>Lemna gibba</i>	<i>Lemna gibba</i>
Température	(°C)	20,0	23,0	21,7
Teneur du tissu en azote	(%)	2,94	4,70	4,40
Taux de croissance relevé dans bibliographie	(d^{-1})	0,30	0,09	0,14
Taux de croissance calculé à partir l'équation 5.36	(d^{-1})	0,28	0,08	0,25

d'expérience. Les quantités d'azote q_N et q_D respectivement nécessaires et disponibles pour avoir les taux de croissance indiqués dans le tableau 5.7 sont telle que :

- Cas, Vermaat et Hanif (1998) :

$$q_N = \alpha \times D_o \times (e^{r \times t} - 1) = \frac{2,94}{100} \times 0,47 \times 0,021 \times (e^{0,30 \times 12} - 1) \approx 10 \text{ mg}$$

$$q_D = V \times C_N = 3,3 \times 52 \approx 171 \text{ mg}$$

- Cas, Boniardi *et al.* (1994) :

$$q_N = \alpha \times D_o \times (e^{r \times t} - 1) = \frac{4,7}{100} \times 102 \times 0,0625 \times (e^{0,09 \times 3,8} - 1) \approx 122 \text{ mg}$$

$$q_D = V \times C_N = 12 \times 49,5 \approx 594 \text{ mg}$$

- Cas, Körner et Vermaat (1998) :

$$q_N = \alpha \times D_o \times (e^{r \times t} - 1) = \frac{4,4}{100} \times 28 \times 0,027 \times (e^{0,25 \times 3} - 1) \approx 35 \text{ mg de N}$$

$$q_D = (100 \% - 44 \%) \times V \times C_N = 0,9 \times 31 \times \frac{56}{100} \approx 16 \text{ mg de N}$$

Dans le dernier cas et contrairement aux deux premiers, la quantité d'azote disponible (16 mg N/l) ne permet qu'un taux de croissance de $0,13 \text{ d}^{-1}$ (ce taux a été calculé à partir de l'équation 5.36).

5.2.2 Masse produite et taux d'enlèvement

Le taux d'enlèvement de phosphore ou d'azote peut être exprimé par l'équation 5.37 :

$$\mu = \alpha \times DP \quad \text{Équation 5.37}$$

où α est la teneur en phosphore ou en azote des lentilles (M_{P-C} ou M_{N-C}) ou du tapis des lentilles (TLMP ou TLMN).

Or, d'après l'équation 5.13, $DP = \frac{D_L}{\left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1} - D_o$

donc, $\mu = \alpha \times \left(\frac{D_L}{\left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1} - D_o \right)$

soit, $\mu = \alpha \times D_o \times \left(\frac{\frac{D_L}{D_o}}{\left(\frac{D_L}{D_o} - 1\right) \times e^{-r_i \times t} + 1} - 1 \right)$ Équation 5.38

Le tableau 5.8 présente une comparaison entre les valeurs des taux d'enlèvement rencontrés dans la bibliographie et calculées à partir de l'équation 5.38.

Les valeurs des taux d'enlèvement de phosphore et d'azote rapportées par Boniardi *et al.* sont comparables à ceux calculées à partir de l'équation 5.38. En effet, l'écart relatif entre ces deux valeurs est de 12 % dans le cas de phosphore et de 2,5 % dans celui d'azote. Dans les deux autres cas étudiés, cet écart est plus important. Cette différences entre les valeurs calculées et relevées dans la bibliographie est due aux conditions d'épuisement (section 5.2.1) des nutriments dans le cas de Körner et Vermaat (1998) et à l'erreur, de l'ordre $0,05 \text{ d}^{-1}$, commise dans l'évaluation du taux de croissance r dans le cas de Vermaat et Hanif (1998). En effet, pour $r = 0,10 \pm 0,05 \text{ d}^{-1}$ ou $0,05 \text{ d}^{-1} \leq r \leq 0,10 \text{ d}^{-1}$, les valeurs de r_i et des taux d'enlèvement calculées respectivement à partir de l'équation 5.36 et 5.38 sont tel que :

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Équation 5.36} \Leftrightarrow 0,055 \text{ d}^{-1} \leq r_i \leq 0,174 \text{ d}^{-1} \\ \text{Équation 5.38} \Leftrightarrow \begin{cases} 33 \text{ mg P/l} \leq \mu_{E-P-L} \leq 125 \text{ mg P/l} \\ 214 \text{ mg N/l} \leq \mu_{E-N-L} \leq 817 \text{ mg N/l} \end{cases} \end{array} \right. \quad \text{Équation 5.39}$$

Tableau 5.8 - Comparaison des taux d'enlèvement du phosphore et de l'azote relevés dans la littérature et calculés à partir de l'équation 5.38

Auteurs		Vermaat et Hanif (1998)	Boniardi et al. (1994)	Körner et Vermaat (1998)
Nature du milieu de culture		1/10 Huttner	Eau artificielle	Eau usée
Régime		En cuvée	En cuvée	En cuvée
Volume du milieu de culture	(l)	1,1	12	0,9
Section latérale	(cm ²)	213	625	269
Densité d'opération	(g _{sec} /m ²)	17	102	28
Concentration initiale de phosphore	(mgP/l)	10,4	4,0	4,0
Concentration initiale d'azote	(mgN/l)	102	19,5	31,0
Temps de rétention	(d)	4,0	3,8	3,0
Photopériode	(h)	16	8,0	16
Intensité de la lumière	(μEinst·m ⁻² ·s ⁻¹)	180 à 200	273	180 à 200
Plante		<i>Lemna gibba</i>	<i>Lemna gibba</i>	<i>Lemna gibba</i>
Température	(°C)	20	23	22
Teneur du tissu en phosphore	(%)	0,89	1,9	0,37
Teneur du tissu en azote	(%)	5,8	4,7	4,2
Taux d'enlèvement de P _i relevé dans la bibliographie (lentilles uniquement)	(mg P/m ²)	122	710	33
Taux d'enlèvement de P _i calculé à partir l'équation 5.38 (lentilles uniquement)	(mg P/m ²)	84	804	54
Taux d'enlèvement de N _i relevé dans la bibliographie (lentilles uniquement)	(mg N/m ²)	690	1939	438
Taux d'enlèvement de N _i calculé à partir l'équation 5.38 (lentilles uniquement)	(mg N/m ²)	550	1989	642

Les valeurs de μ_{E-P-L} et μ_{E-N-L} calculées à partir de l'équation 5.38 respectivement de 84 mg P/l et 550 mg N/l sont bien dans les intervalles d'incertitude calculés ci-dessus (équation 5.39).

Par ailleurs, d'une manière générale, les taux d'enlèvement rencontrés dans la bibliographie sont calculés en supposant que le temps de rétention de la biomasse et les taux d'enlèvement des nutriments sont proportionnels (tableaux 2.12 et 2.13) alors que la relation qui lie ces deux paramètres est exponentielle (équation 5.38).

5.2.3 Densité optimale

L'abattement de la valeur de la production est au maximum égal à 11 % dans l'intervalle de densités $[24 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2 ; 80 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2]$ ($[400 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2 ; 1300 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2]$) (figure 4.1). Les disparités rencontrées dans la bibliographie concernant la valeur de la densité optimale (section 2.3.3) sont donc justifiées. En effet, toute densité choisie dans cette plage pourrait être considérée optimale. Une erreur relative de 11 % sur la valeur de la production maximale est très probable compte tenu de l'absence d'une méthodologie standard de suivi et d'évaluation des différents paramètres qui régulent la croissance des lentilles d'eau.

Par ailleurs, la densité optimale dépend du temps de séjour de la biomasse et du taux intrinsèque de croissance r_i [$r_i = f(T, P, N, I, E, DCO, A, \text{etc})$]. Les courbes des figures 5.5 et 5.6, établies respectivement à partir des équations 5.10 et 5.15, présentent de telles variations. Elles montrent, en outre, que la densité optimale peut varier de $30 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ à $88 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ ($600 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2$ à $1760 \text{ g}_{\text{humide}}/\text{m}^2$) selon les valeurs de r_i et de t_r .

Une meilleure gestion de l'élimination des nutriments d'une eau usée domestique consiste à évaluer, dans les conditions biotiques et abiotiques

d'opération du traitement, le taux de croissance r_i et à assurer une fréquence de récolte qui rétablit le système de traitement à sa densité optimale. Dans le cas où cette densité serait à l'extérieur de la zone d'inhibition de la croissance des micro-algues, la densité de fonctionnement devrait être fixée à $30 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ ou à la densité optimale majorée de $20 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ (figure 5.5) afin d'éviter la prolifération des micro-algues. Dans ces conditions, le taux d'enlèvement maximal de phosphore peut être lu directement sur la figure 5.7.

Les figures 5.5; 5.6 et 5.7 ont été établies de la manière suivante :

Figure 5.5

Le taux intrinsèque de croissance est fixé à $0,29 \text{ d}^{-1}$ et selon la valeur du temps de rétention de la biomasse (lentilles d'eau en culture), la masse des lentille en culture est alors calculée à partir de l'équation 5.10.

Figure 5.6

Le temps de rétention de la biomasse est fixé et, selon la valeur du taux intrinsèque de croissance, la densité est calculée à partir de l'équation 5.15. Dans le cas où D_{0-OP} est inférieure à $30 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$, la valeur de $30 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$ devrait être adoptée comme densité d'opération afin d'éviter une croissance excessive des micro-algues.

Figure 5.7

Le temps de rétention de la biomasse est fixé et, selon la valeur du taux intrinsèque de croissance, le taux d'enlèvement maximal du phosphore est calculé à partir de la combinaison des équations 4.5 et 5.16.

5.3 Applications

Dans le cas des étangs de traitement des eaux usées (exemple : étangs aérés québécois) les écoulements s'apparentent généralement à l'écoulement piston bien qu'un certain degré de mélange est observé.

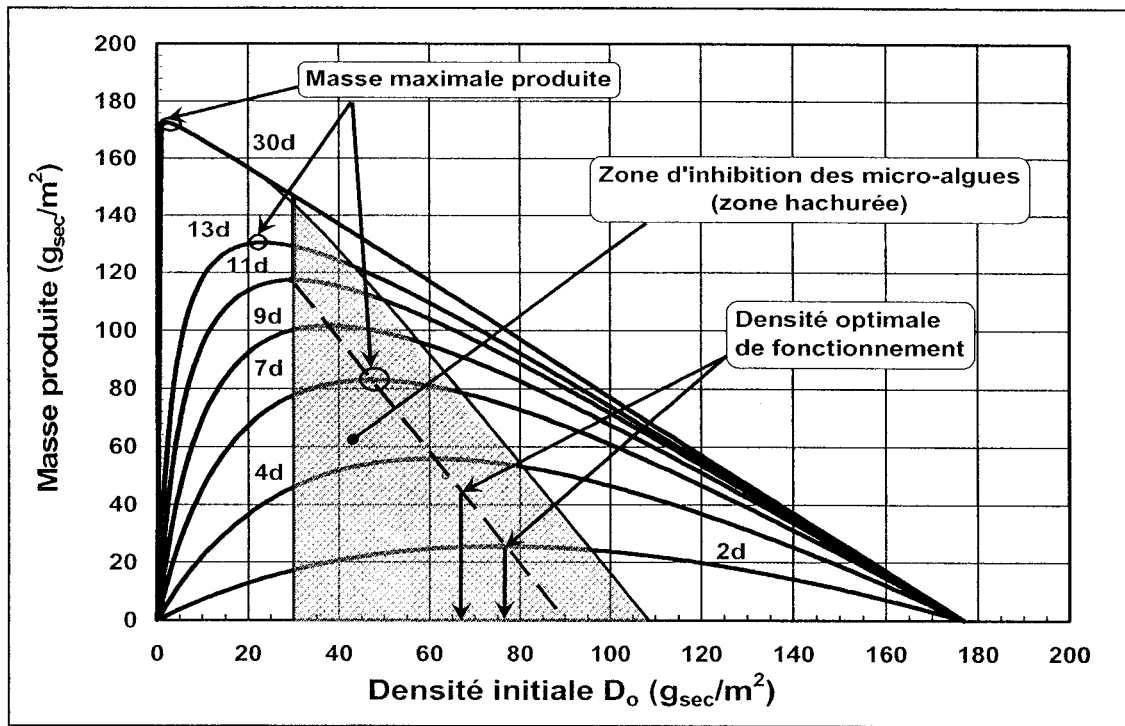


Figure 5.5 - Masse produite à différentes densités initiales pour $r_i = 0,29 d^{-1}$ pour différents temps de rétention de la biomasse.

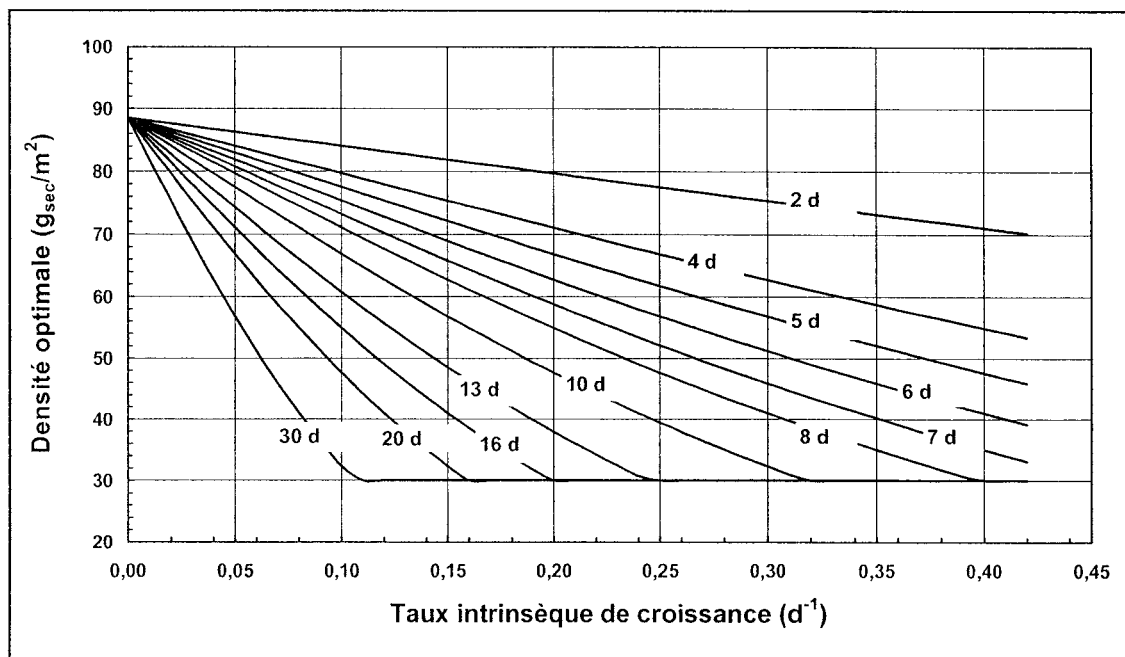


Figure 5.6 - Variation de la densité optimale en fonction du taux intrinsèque de croissance et du temps de rétention de la biomasse.

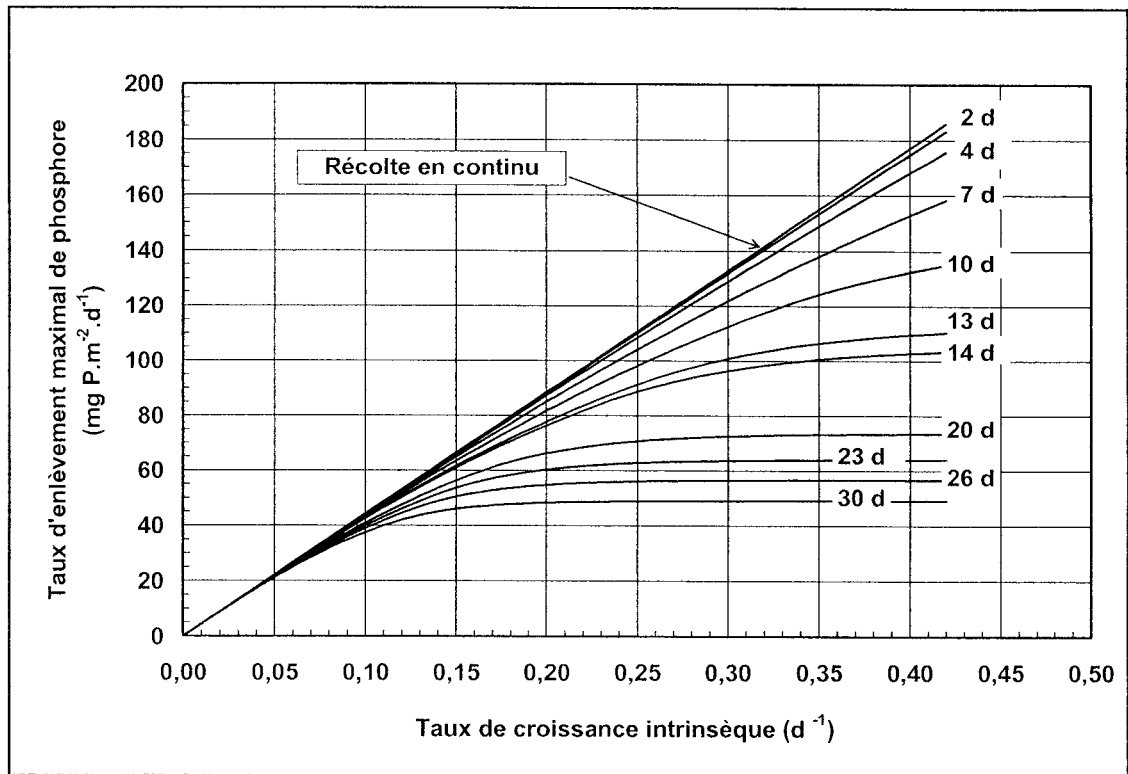


Figure 5.7 - Variation du taux d'enlèvement de phosphore optimal en fonction du taux de croissance intrinsèque et du temps de rétention de la biomasse.

Dans cette section, les différentes équations, développées dans le présent rapport dans le cas d'une culture des lentilles d'eau en cuvée, sont exploitées afin d'évaluer la contribution de ces plantes dans l'enlèvement de phosphore et d'azote pour ce type de régime.

Hypothèses :

- écoulement piston;
- chaque élément dx est considéré comme un système hydrauliquement fermé et complètement mélangé;
- la croissance des lentilles est considérée indépendante des concentrations d'azote et de phosphore;
- la température et l'éclairage (intensité et durée) sont constants.

Système sans récolte

À l'instant $t \geq t_{rh}$ et $\forall x \in [0, L]$, le bilan massique peut être mis sous la forme de l'équation 5.40 suivante :

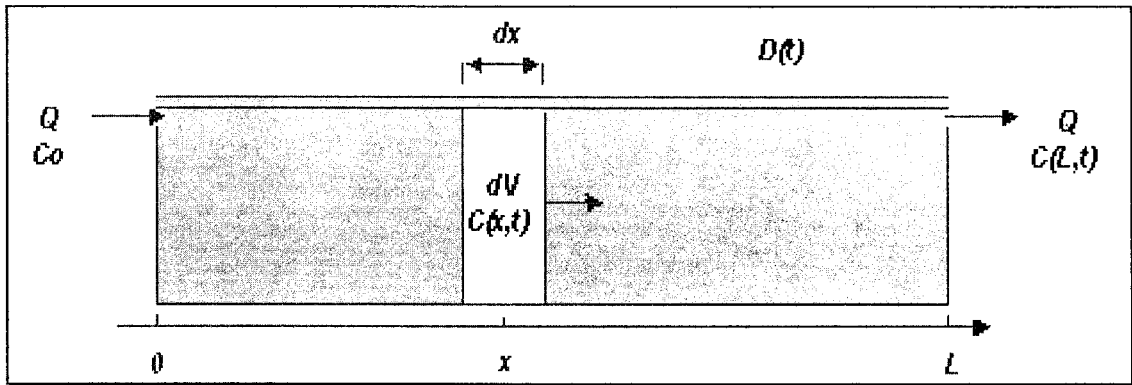


Figure 5.8 - Schéma de principe d'un décanteur à écoulement piston.

$$S_T \cdot [C_O - C(x, t)] \cdot dx = \alpha \cdot l \cdot \left[D(t) - D\left(t - \frac{x}{t} t_{rh}\right) \right] \cdot dx \quad \text{Équation 5.40}$$

$$\text{d'où } C(x, t) = C_O - \frac{D(t) - D\left(t - \frac{x}{L} t_{rh}\right)}{h} \quad \text{Équation 5.41}$$

Or, d'après l'équation 5.10, la densité des lentilles D à l'instant t est telle que :

$$D(t) = \frac{D_o \cdot D_L}{(D_L - D_o) \cdot e^{-r_f t} + D_o}$$

$$\text{soit, } D(t) = \frac{\delta \cdot D_L}{e^{-r_f t} + \delta} \quad \text{où } \delta = \frac{D_o}{D_L - D_o}$$

$$\text{ou encore } \frac{D(t) - D\left(t - \frac{x}{L} t_{rh}\right)}{h} = \frac{\delta \cdot D_L}{h} \frac{e^{-r_i \cdot t} \cdot \left(e^{\frac{r_i \cdot t_{rh}}{L}} - 1\right)}{\left(e^{-r_i \cdot t} + \delta\right) \cdot \left(e^{-r_i \cdot t} \cdot e^{\frac{r_i \cdot t_{rh}}{L}} + \delta\right)} \quad \text{Équation 5.42}$$

La combinaison des équations 5.41 et 5.42 permet d'établir l'équation 5.43 suivante :

$$\text{d'où, } C(X, t) = C_o - \frac{\alpha \cdot \delta \cdot D_L}{h} \frac{e^{-r_i \cdot t} \cdot (e^{r_i \cdot t_{rh}} - 1)}{(e^{-r_i \cdot t} + \delta) \cdot (e^{-r_i \cdot (t - t_{rh})} + \delta)} \quad \text{Équation 5.43}$$

Pour $x = L$, l'équation 5.43 devient :

$$C_L = C_o - \frac{\alpha \cdot \delta \cdot D_L}{h} \frac{e^{-r_i \cdot t} \cdot (e^{r_i \cdot t_{rh}} - 1)}{(e^{-r_i \cdot t} + \delta) \cdot (e^{-r_i \cdot (t - t_{rh})} + \delta)} \quad \text{Équation 5.44}$$

La quantité q de nutriment (phosphore ou azote) éliminée les lentilles d'eau est donc telle que :

$$q = L \cdot l \cdot h \cdot (C_o - C_L) = S_L \cdot \alpha \cdot \delta \cdot D_L \frac{e^{-r_i \cdot t} \cdot (e^{r_i \cdot t_{rh}} - 1)}{(e^{-r_i \cdot t} + \delta) \cdot (e^{-r_i \cdot (t - t_{rh})} + \delta)} \quad \text{Équation 5.45}$$

Système avec récolte en continu

Dans le cas d'un système à récolte continue, $\forall t \geq t_{rh}$ et $\forall x \in [0, L]$, le bilan massique peut être mis sous la forme de l'équation 5.40 suivante :

$$S_T \cdot [C_o - C(x, t)] \cdot dx = \alpha \cdot \left. \frac{dD}{dt} \right|_{D_o} \cdot l \cdot \frac{x}{L} \cdot t_{rh} \cdot dx \quad \text{Équation 5.46}$$

L'équation 5.47 est obtenue en remplaçant $\left. \frac{dD}{dt} \right|_{D_o}$ par $\left(\frac{D_L - D_o}{D_L} \right) \times r_i \times D_o$ (équation 5.7) :

$$C(x,t) = C_o - \frac{\alpha \cdot (D_L - D_o)}{h \cdot D_L} \cdot D_o \cdot r_i \cdot t_{rh} \quad \text{Équation 5.47}$$

$$\text{soit, } C_L = C_o - \frac{\alpha \cdot \delta \cdot D_L \cdot r_i \cdot t_{rh}}{(1 + \delta)^2 \cdot h} \quad \text{où } \delta = \frac{D_o}{D_L - D_o} \quad \text{Équation 5.48}$$

C_L est minimale si et seulement si

$$\frac{\partial C_L}{\partial \delta} = 0 \Leftrightarrow \frac{\partial \left(\frac{\delta}{(1 + \delta)^2} \right)}{\partial \delta} = 0$$

$$\Leftrightarrow \delta^2 - 1 = 0$$

$$\Leftrightarrow \delta = 1$$

$$\Leftrightarrow D_o = D_{o-OP} = \frac{D_L}{2}$$

L'équation 5.49 est obtenue en remplaçant « δ » dans l'équation 5.48 par 1

$$C_{L-\min} = C_o - \frac{\alpha \cdot D_L \cdot r_i \cdot t_{rh}}{4 \cdot h} \quad \text{Équation 5.49}$$

$$S_L \cdot \left. \frac{dD}{dt} \right|_{\frac{D_L}{2}} = \frac{D_L \cdot r_i}{4} \cdot S_L \quad \text{représente le débit de lentilles à récolter pour avoir des}$$

concentrations de phosphore et d'azote minimales à l'effluent.

La quantité « q_1 » de nutriment (phosphore ou azote) éliminée par les lentilles d'eau est donc tel que :

$$q_1 = L \cdot l \cdot h \cdot (C_o - C_{L-\min}) = \frac{S_L \cdot \alpha \cdot D_L \cdot r_i \cdot t_{rh}}{4} \quad \text{Équation 5.50}$$

Système avec récolte en discontinu

Soit t_r le temps correspondant à la fréquence de récolte, posons $\frac{t_{rh}}{t_r} = n$ et supposons pour simplifier que n est un nombre entier. Le bassin peut être divisé en n petits bassins de longueur $\frac{t_{rh}}{t_r}$. Pour chaque petit bassin i ($1 \leq i \leq n$), notons C_i la concentration à sa sortie.

$\forall i$ tel que $i \in [0, n]$,

$$\begin{aligned} C_{i+1} &= C_i - \alpha \cdot \frac{D(t_r) - D_o}{h} \Leftrightarrow \sum_0^{n-1} C_{i+1} = \sum_0^{n-1} \left(C_i - \alpha \cdot \frac{D(t_r) - D_o}{h} \right) \\ &\Leftrightarrow \sum_0^{n-1} C_{i+1} = \left(\sum_0^{n-1} C_i \right) - n \cdot \alpha \cdot \frac{D(t_r) - D_o}{h} \\ &\Leftrightarrow \sum_1^n C_i = \left(\sum_0^{n-1} C_i \right) - n \cdot \alpha \cdot \frac{D(t_r) - D_o}{h} \end{aligned}$$

$$\text{donc } C_n = C_o - n \cdot \alpha \cdot \frac{D(t_r) - D_o}{h} \quad \text{Équation 5.51}$$

Or, $C_n = C_L$ et $D(t_r) - D_o$ est tel que :

$$\begin{aligned} D(t_r) - D_o &= \frac{\delta \cdot D_L}{e^{-r_i \cdot t_r} + \delta} - D_o \\ &= \frac{s \cdot D_L}{e^{-r_i \cdot t_r} + s} - \frac{s \cdot D_L}{1 + s} \end{aligned}$$

$$\text{donc } D(t_r) - D_o = \frac{\delta \cdot D_L \cdot (1 - e^{-r_i \cdot t_r})}{(e^{-r_i \cdot t_r} + \delta) \cdot (1 + \delta)} \quad \text{Équation 5.52}$$

La combinaison des équations 5.51 et 5.52 donne :

$$C_L = C_o - \frac{\alpha \cdot n}{h} \frac{\delta \cdot D_L \cdot (1 - e^{-r_i \cdot t_r})}{(e^{-r_i \cdot t_r} + \delta) \cdot (1 + \delta)} \quad \text{Équation 5.53}$$

C_L est minimale si et seulement si :

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_L}{\partial \delta} = 0 &\Leftrightarrow \frac{\partial \left(C_o - \frac{\alpha \cdot n}{h} \frac{\delta \cdot D_L \cdot (1 - e^{-r_i \cdot t_r})}{(e^{-r_i \cdot t_r} + \delta) \cdot (1 + \delta)} \right)}{\partial \delta} = 0 \\ &\Leftrightarrow \frac{\partial \left(\frac{\delta}{(e^{-r_i \cdot t_r} + \delta) \cdot (1 + \delta)} \right)}{\partial \delta} = 0 \\ &\Leftrightarrow (e^{-r_i \cdot t_r} + \delta) \cdot (1 + \delta) - \delta \cdot (1 + \delta + e^{-r_i \cdot t_r} + \delta) = 0 \\ &\Leftrightarrow e^{-r_i \cdot t_r} + \delta \cdot e^{-r_i \cdot t_r} + \delta + \delta^2 - \delta - 2 \cdot \delta^2 - \delta \cdot e^{-r_i \cdot t_r} = 0 \\ &\Leftrightarrow \delta^2 = e^{-r_i \cdot t_r} \\ &\Leftrightarrow \delta = e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \end{aligned}$$

$$\text{soit, } D_o = D_{o-OP} = D_L \cdot \frac{e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}}{1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}} \quad \text{Équation 5.54}$$

En remplaçant « δ » par $e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}$ dans l'équation 5.53, on peut écrire :

$$\begin{aligned}
C_{L-\min} &= C_o - \frac{\alpha \cdot n}{h} \frac{D_L \cdot e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} (1 - e^{-r_i \cdot t_r})}{\left(e^{-r_i \cdot t_r} + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right) \cdot \left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)} \\
&= C_o - \frac{\alpha \cdot n}{h} \frac{D_L \cdot \left(1 - e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right) \cdot \left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)}{\left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right) \cdot \left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)} \\
\text{soit, } C_{L-\min} &= C_o - \frac{\alpha}{h} \cdot n \cdot D_L \frac{\left(1 - e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)}{\left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)} \quad \text{et } D_{o-OP} = D_L \cdot \frac{e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}}{1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}} \quad \text{Équation 5.55}
\end{aligned}$$

En remplaçant « δ » par $e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}$, la quantité « q_c » de lentilles à récolter par unité de surface à fin d'optimiser l'enlèvement de phosphore et d'azote est telle que :

$$q_c = D(t_r) - D_o = \frac{\delta \cdot D_L \cdot (1 - e^{-r_i \cdot t_r})}{(1 + \delta) \cdot (\delta + e^{-r_i \cdot t_r})} = n \cdot D_L \frac{\left(1 - e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)}{\left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}} \right)} \quad \text{Équation 5.56}$$

Par conséquent, la densité et la quantité optimales des lentilles à récolter dans un régime à écoulement piston sont identiques à ceux exprimées par les équations 5.15 et 5.16 développées pour une culture en cuvée (section 5.1.2).

La quantité « q_2 » de nutriment (phosphore ou azote) éliminée par les lentilles d'eau est telle que :

$$q_2 = L \cdot l \cdot h \cdot (C_o - C_{L-\min}) = S_L \cdot \alpha \cdot n \cdot D_L \frac{\left(1 - e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)}{\left(1 + e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)} \quad \text{Équation 5.57}$$

Le rapport des efficacités d'enlèvement des nutriments « τ » des deux systèmes de récolte ci-dessus, peut être calculé à partir de la combinaison des équations 5.50 et 5.57, soit :

$$\tau = \frac{q_2}{q_1} = \frac{4 \cdot S_L \cdot \alpha \cdot n \cdot D_L \cdot \left(1 - e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)}{S_L \cdot \alpha \cdot D_L \cdot t_{rh} \cdot r_i \cdot \left(1 + e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)} = \frac{4 \cdot n \cdot \left(1 - e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)}{t_{rh} \cdot r_i \cdot \left(1 + e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)} \quad \text{Équation 5.58}$$

L'équation 5.59 est obtenue en remplaçant t_{rh} par $n \cdot t_r$ dans l'équation 5.58 :

$$\tau = \frac{4 \cdot \left(1 - e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)}{t_r \cdot r_i \cdot \left(1 + e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}\right)} \quad \text{Équation 5.59}$$

L'évaluation du rapport « τ » permet de calculer, en se fixant une marge sur l'efficacité d'enlèvement des nutriments, la fréquence de récolte optimale. Ce facteur (fréquence de récolte) est primordial dans la gestion d'éventuelle station de traitement des eaux usées en aquaculture. En effet, des récoltes fréquentes pourraient générer des coûts significatifs pouvant conduire à opter pour une autre solution d'enlèvement de phosphore et d'azote.

La figure 5.9 et le tableau 5.9, établis à partir de l'équation 5.59, présentent une comparaison entre les efficacité relative d'enlèvement « τ » des nutriments à

différents taux intrinsèque de croissance et fréquence de récoltes. Ils montrent, par exemple, que pour un taux intrinsèque de croissance de $0,35 \text{ d}^{-1}$, des fréquences de récolte comprises entre 2 et 7 jours ont la même efficacité d'enlèvement des nutriments à 10 % près.

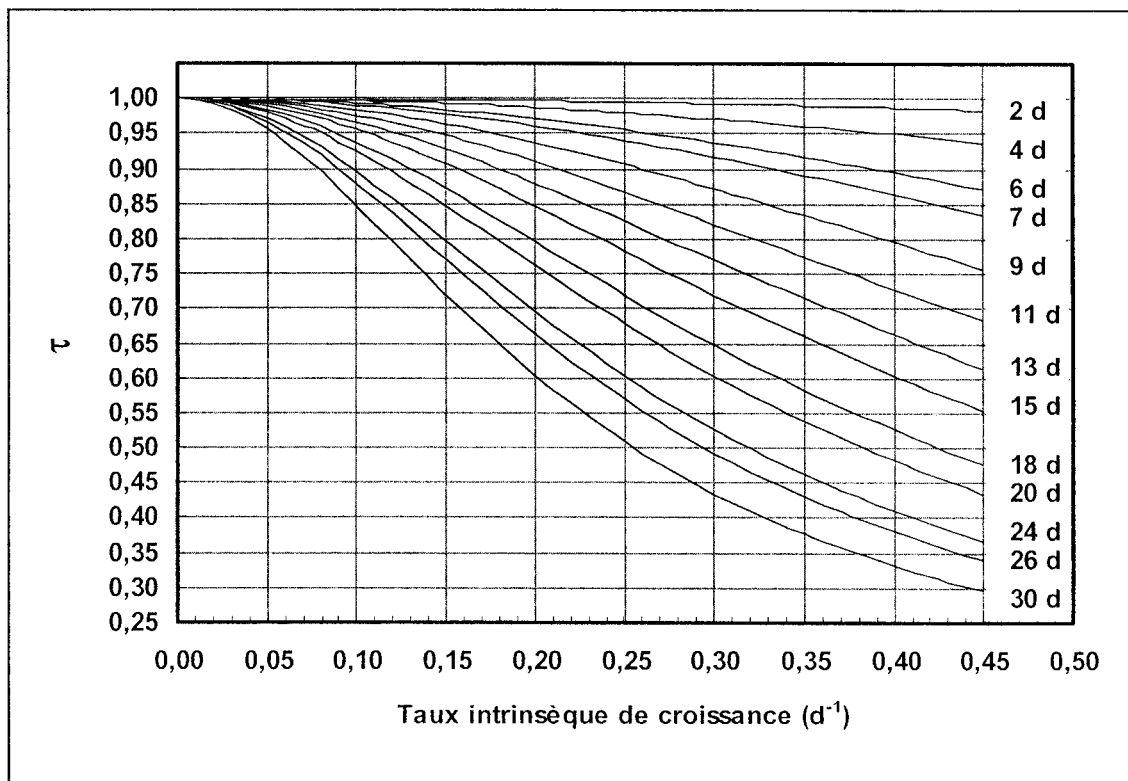


Figure 5.9 - Variation de τ en fonction du taux intrinsèque de croissance pour différents temps de rétention de la biomasse.

En conclusion, la contribution des lentilles d'eau dans l'enlèvement de phosphore et d'azote, exprimé en terme d'efficacité « E », est telle que :

Système avec récolte en continu

$$E_1 = \frac{(C_o - C_{L-\min})}{C_o} = \frac{\alpha \cdot D_L \cdot r_i \cdot t_{rh}}{4 \cdot h \cdot C_o} \quad \text{Équation 5.60}$$

Système avec récolte en discontinu

$$E_2 = \frac{(C_o - C_{L-\min})}{C_o} = \frac{\alpha \cdot t_{hr} \cdot D_L}{h \cdot t_r \cdot C_o} \left(\frac{1 - e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}}{1 + e^{-\frac{r_i \cdot t_r}{2}}} \right) \quad \text{Équation 5.61}$$

Tableau 5.9 - Comparaison des efficacités d'enlèvement des nutriments « τ » pour différents taux intrinsèques de croissance et fréquences de récolte.

$r_i (d^{-1}) \backslash t_r (d)$	2	4	6	7	9	11	13
0,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,99	0,99
0,10	1,00	1,00	0,99	0,99	0,98	0,98	0,97
0,15	1,00	0,99	0,98	0,98	0,96	0,95	0,93
0,20	1,00	0,99	0,97	0,96	0,94	0,91	0,88
0,25	0,99	0,98	0,96	0,94	0,91	0,87	0,83
0,30	0,99	0,97	0,94	0,92	0,87	0,82	0,77
0,35	0,99	0,96	0,92	0,89	0,83	0,77	0,72
0,40	0,99	0,95	0,90	0,86	0,80	0,73	0,66
0,45	0,98	0,94	0,87	0,83	0,76	0,68	0,61
$r_i (d^{-1}) \backslash t_r (d)$	15	18	20	24	26	28	30
0,05	0,99	0,98	0,98	0,97	0,97	0,96	0,96
0,10	0,96	0,94	0,92	0,90	0,88	0,86	0,85
0,15	0,91	0,87	0,85	0,80	0,77	0,74	0,72
0,20	0,85	0,80	0,76	0,69	0,66	0,63	0,60
0,25	0,78	0,72	0,68	0,60	0,57	0,54	0,51
0,30	0,72	0,65	0,60	0,53	0,49	0,46	0,43
0,35	0,66	0,58	0,54	0,46	0,43	0,40	0,38
0,40	0,60	0,53	0,48	0,41	0,38	0,35	0,33
0,45	0,55	0,48	0,43	0,37	0,34	0,32	0,30

Les équations 5.33 et 5.61 permettent d'évaluer l'importance de certains facteurs tels que la température, la photopériode, les concentrations en nutriments, la fréquence de récolte la profondeur de l'étang et le temps de rétention hydraulique sur l'efficacité d'enlèvement des nutriments. Une meilleure gestion d'un système de traitement des eaux usées en aquaculture requiert, en outre, l'évaluation de la densité optimale et de la quantité « q_C » des lentilles d'eau en culture à récolter. La densité « D_{0-OP} » qui assure

l'enlèvement maximal des nutriments peut être estimée à partir de l'équation 5.63, tandis que « q_c » peut être calculée à partir de l'équation 5.65.

Système avec récolte en continu

$$D_{o-OP} = \frac{D_L}{2} \quad \text{Équation 5.62}$$

Système avec récolte en discontinu

$$D_{o-OP} = D_L \frac{e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}}{1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}} \quad \text{Équation 5.63}$$

La quantité « q_c » de lentilles à récolter est telle que :

Système avec récolte en continu

$$q_c = \frac{D_L \cdot r_i}{4} \cdot S_L \quad \text{Équation 5.64}$$

Système avec récolte en discontinu

$$q_c = \frac{n \cdot D_L}{t_r} \frac{\left(1 - e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}\right)}{\left(1 + e^{\frac{-r_i \cdot t_r}{2}}\right)} \quad \text{Équation 5.65}$$

CHAPITRE 6

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le principal objectif de cette étude consistait à modéliser la croissance de *Lemna minor* à l'échelle de laboratoire dans des conditions contrôlées de température de photopériode d'intensité de lumière et de composition de milieu de culture. Les travaux entrepris ont permis d'introduire une approche théorique d'évaluation de la croissance et de l'enlèvement des nutriments qui intègre de nouveaux concepts mieux adaptés à la cinétique de croissance de cette plante tels que le taux de croissance intrinsèque (r_i) et la densité limite des lentilles en culture (D_L). Le modèle proposé permet d'estimer certains paramètres qui entrent dans le dimensionnement et la gestion des systèmes de traitement des eaux usées en aquaculture dont, entre autres, la densité des lentilles d'eau mises en culture et les taux d'enlèvement optimaux de phosphore et d'azote.

Pour atteindre les objectifs fixés, deux phases d'essais expérimentaux ont été réalisées. La première phase a été consacrée à l'étude des effets de la densité des lentilles d'eau en culture sur le taux de croissance et la production de la biomasse. Dans cette phase, l'existence respectivement d'un taux de croissance intrinsèque défini comme étant la limite du taux de croissance quand la densité surfacique des lentilles en culture tend vers zéro et d'une densité limite au-delà de laquelle ce taux est nul ont été mis en évidence. La seconde phase s'est ensuite arrêtée à l'étude de l'influence de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur le taux intrinsèque de croissance.

Les conclusions générales suivantes se dégagent de cette étude :

- la densité des lentilles en culture est une fonction croissante par rapport à la densité initiale. Elle tend vers la valeur asymptotique D_L de $177 \pm 2 \text{ g}_{\text{sec}}/\text{m}^2$

quand t tends vers $+\infty$ (D_L est une constante qui ne dépend pas des facteurs biotiques et abiotiques étudiés dans le présent travail de recherche);

- le taux de croissance diminue lorsque la densité des lentilles mises en culture augmente tout en restant entre 0 d^{-1} et r_i , la valeur maximale de r_i (taux intrinsèque de croissance) étant de $0,41 \text{ d}^{-1}$. Par contre, la production des lentilles a un comportement différent. Elle présente une valeur maximale autour d'une densité initiale optimale où, de part et d'autre, la biomasse produite diminue en fonction de cette densité;
- la densité optimale est une fonction décroissante par rapport au temps de rétention de la biomasse et au taux intrinsèque de croissance.

Dépendamment de ces deux paramètres, elle varie de 0 à $\frac{D_L}{2}$;

- les teneurs totales en phosphore et en azote des lentilles ont varié respectivement de 10,5 à 16,9 mg P/g_{sec} et de 40,0 mg N/g_{sec} à 58,0 mg N/g_{sec} dépendamment du degré de développement des micro-algues (cyanobactéries) dont l'importance est directement liée à la proportion de la lumière qui traverse le tapis des lentilles et, par conséquent, à la densité des lentilles en culture;
- la croissance de cette plante dépend surtout de la température et de la photopériode, les concentrations de phosphore et d'azote y jouent un rôle secondaire. Le taux de croissance intrinsèque atteint sa valeur maximale de $0,41 \text{ d}^{-1}$ à la température et à la photopériode optimales respectivement de 25°C et 12,5 h. La croissance est fortement inhibée à des températures inférieures à 8°C ou supérieures à 35°C . Par ailleurs, cette plante peut se développer dans une plage de photopériode importante allant de 11 h à 16 h sans que sa croissance soit affectée.

Le modèle proposé permet de calculer le taux de croissance intrinsèque avec une fiabilité acceptable, dans des plages de densité, de température, de photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote allant

respectivement de 5 à 35 °C, de 2 heures à 17 heures, de 0,12 à 54 mg P/l et de 1,14 à 344 mg N/l. L'écart entre les valeurs calculées et obtenues expérimentalement du taux intrinsèque de croissance est inférieur à 0,03 d⁻¹ dans 97% des cas.

Des abaques pratiques ont été établis à partir de ce modèle. Ils permettent d'estimer, dans les conditions citées ci-dessus, aussi bien la densité optimale et la masse produite des lentilles en culture que les taux d'enlèvement des nutriments. Enfin, le modèle proposé, développé sur la base d'une culture de lentilles en cuvée, a été utilisé pour évaluer la contribution des lentilles dans l'enlèvement des nutriments dans le cas d'un régime à écoulement piston.

Recommandations

D'autres aspects qui n'ont pas été traités dans le cadre de cette étude mériteraient d'être abordés lors d'éventuels travaux de recherche portant sur l'utilisation des lentilles d'eau en traitement des eaux usées. Ils concernent, entre autres :

- l'étude des effets de la matière organique, de l'intensité de la lumière et du vent, de la vitesse de l'eau et de la présence d'inhibiteurs sur la croissance de cette plante;
- l'étude de l'interaction entre la teneur des lentilles d'eau en phosphore et en azote et les concentrations du milieu de croissance en ces éléments;
- l'évaluation de l'apport en oxygène dû à la photosynthèse et l'importance de la zone aérobie en présence de cette catégorie de macrophytes.

RÉFÉRENCES

ABRAMOVITZ, J. (1996). Imperilled waters, impoverished future: The decline of freshwater ecosystems. World Watch Institute, Washington, Mars 1996, 5-66.

ALAERTS, G.J., MAHBUDAR, M.R. et KELDERMAN, P. (1996). Performance analysis of a full-scale duckweed covered lagoon. Water Research, 30, 843-852.

AL-NOZAILY, F., ALAERTS, G. et VEENSTRA, S. (2000a). Performance of duckweed-covered sewage lagoons - I: Oxygen balance and COD removal. Water Research, 10, 2727-2733.

AL-NOZAILY, F., ALAERTS, G. et VEENSTRA S. (2000b). Performance of duckweed-covered sewage lagoons – II: Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity. Water Research, 10, 2734-2741.

APHA, AWWA et WPCF (1992). Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18^e édition, éditée par CLESCHER, L., GEENBERG, A.E., et Trussell, R. R. American Public Health Association. Washington, USA.

AOYAMA, I., NISHIZAKI, H. et YAGI, M. (1986). Uptake of nitrogen and phosphate, and water purification capacity by water hyacinth. Berichte der O'Hara Instituts Für Landwirtschaftliche Biologie, 99, 77-89.

BONIARDI, N., ROTA, R. et NANO, G. (1999). Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemna Gibba*. Water Research, 33(2), 530-538.

BONIARDI, N., VATTA, G., ROTA, R., NANO, G. et CARRÀ, S. (1994). Removal of water pollutants by *Lemna gibba*. The Chemical Engineering Journal, 54, B41-B48.

BRIÈRE, F.G., BÉRON, P., HAUSLER, R. et MONETTE, F. (2000). Les traitements physico-chimiques des eaux – Manuel d'analyses physico-chimiques de l'eau. Cours CIV6218, École Polytechnique de Montréal, 73 p.

CAICEDO, J.R., VANDERSTEEN, N.P., ARCE, O. et GIJZEN, H.J. (2000). Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). Water Resources, 34(15), 3829-3835.

CECCHI, F., MORET, I. et DE NARDO L. (1984). Trattamenti biologici centralizzati di liquami misti urbani-industriali. Acqua-Aria, 1, 45-52.

CHAUHAN, VS, MARWAH, J.B. et BAJEHI, SN. (1992). Effects of an antibiotic from *Oscillatoria* sp. On phytoplankters higher plants and mice. New Phytologist 120, 251-257.

CLARK, N.A. (1926). Plant growth-promoting substances, hydrogen ion concentration and the reproduction of *Lemna*. Plant Physiology, 1, 273-279.

COLE, C. et VOSKUIL, M. (1996). Population genetic structure in duckweed (*Lemna minor*, Lemnaceae). Water Research, 33(2), 530-538.

CROSS, J.W. (2002). The charms of duckweed, [En ligne], <http://www.mobot.org/jwcross/duckweed.htm>, page consultée entre novembre 2002 et septembre 2003.

CULLEY, D. D., REJMANKOVA, E., KVET, J. ET FREY, J. (1981). Production, chemical quality end use of duckweed (Lemnaceae) in aquaculture, waste management and animal feeds. Journal of the World Mariculture Society, 12, 27-49.

DEBUSK, T.A., RYTHER, J.H. et HANISAK, M.D. (1981). Effects of seasonality and plant density on the productivity of some freshwater macrophytes. Aquatic Botany, 10, 133-142.

DIRILGEN, N. et INEL, Y. (1994). Cobalt-copper and cobalt-zinc effects on duckweed growth and metal accumulation. Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering, A29(1), 63-81.

DINGES, R. (1982). Natural systems for water pollution control. Van Nostrand Reinhold, New York.

DUFFIELD, A. N., ET R. W. EDWARDS. (1981). Predicting the distribution of *Lemna* spp. in a complex system of drainage channels. National Vegetation Research, Wellesbourne, Warwick, UK. Association Applied Biologists, 59-65.

EDWARDS, P., HASSAN, M.S. et CHAO, C.H. (1992). Cultivation of duckweeds in septage-loaded earthen ponds. Bioresource Technology, 40, 109-117.

EDWARDS, P., POLPRASERT, C. et WEE, K.L. (1987). Resource recovery and health aspects of sanitation. AIT Research Report, 205, 324 p.

FAIRCHILD, J.F., RUESSLER, D.S., HEVERLAND, P.S. et CARLSON, A.R. (1997). Comparative Sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to Sixteen Herbicides. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 32, 353-357.

FAROOQ, M., SURESH, G., RAY, R.S., MISRA, R.B., SHANKAR, U. et HANS, R.K. (2000). Sensitivity of duckweed (*Lemna minor*) to ultraviolet-B radiation. Biochemical and Biophysical Communications, 276, 970-973.

FRICK, H. (1994) Heterotrophy in the Lemnaceae, Journal of Plant Physiology, 144, 189 -193.

FILBIN, G.J. et HOUGH, A.R. (1985). Photosynthesis, photorespiration and productivity in *Lemna Minor* L. Limnology. Oceanography, 30(2), 322-334.

GEORGE, P. et NIELSEN, P.T. (1983). Phytochrome control of root growth rate in *Lemna* species. American Journal of Botany, 70(6), 827-829.

GERLOFF, G. et KROMBHOLZ, C. (1966). Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants. Limnology and Oceanography, 11, 529-537.

GIJZEN, H.J. et KHONDKER, M. (1997). An overview of the ecology, physiology, cultivation and applications of duckweed. Inception Report. Annex 1. Literature Review. Duckweed Research Project (DWRP), Dhaka, Bangladesh, 49-53.

GLEASON, F.K. et CASE, D.E. (1986). Activity of natural algicide cyanobacterin on agiosperms. Plant Physiology, 80, 834-837.

HAUSTEIN, A.T., GILMAN, R.H., SKILLICORN, P.W., VERGARA, V., GUEVARA, V. et GASTANADUY, A (1990). Duckweed, a useful strategy for feeding chickens : Performance of layers fed with sewage-grown Lemnaceae Species. Poultry Science, 69, 1835-1844.

HILLMAN, W.S. (1961). The lemnaceae or duckweeds, a review of the descriptive and experimental literature. Botanical Review, 27, 221-287.

HILLMAN, W. S., CULLEY, D. D. et JR. (1978). The Use of Duckweed. American Scientist. 66, 442-450

IQBAL, S. (1999). Duckweed Aquaculture. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Sandec Report, 6/99.

KLOHN, W. et WOLTER, W. (1998). Perspectives on food and water. Presented at the International Conference of Water and Sustainable Development, 19-21 mars 1998, Paris, 1-6.

KOLES, S.M., Petrell, R.J. et Bagnall, L.O. (1987). Duckweed culture for reduction of ammonia, phosphorous and suspended solids from algal-rich water. In Aquatic plants for water treatment and resource recovery, Magnolia, Orlando, 796-774.

KÖRNER, S., LYATUU, G.B. et VERMAAT, J.E. (1998). The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. Water Research, 32(10), 3092-3098.

KÖRNER, S. et VERMAAT, J.E. (1998). The relative importance of *Lemna gibba* L. bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater. Water Research, 32(12), 3651-3661.

KÖRNER, S., SANJEEV, K. DAS, VEENSTRA, S. ET VERMAAT, JAN E. (2001). The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*. Aquatic Botany 71, 71-78.

LANDOLT, E. (1986). The family of lemnaceae monographic study. Veroeffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel, Zurich, 71(1, 2), 15 et 71.

LANDOLT, E., et KANDELER, R. (1987). The family of Lemnaceae- a monographic study: Phytochemistry, Physiology, Application, and bibliography. In Biosystematics Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae). Veroeffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel, Zurich, 1, 2 et 4, 1-638.

LANDOLT, E. (1992). *Wolffiella caudata*, A new lemnaceae species from the Bolivian Amazon Region. Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel, Zurich, 58, 121-123.

LANDOLT, E. (1994). Taxonomy and ecology of the section wolffia of the Genus Wolffia (Lemnaceae). Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rubel, Zurich, 60, 137-151.

LANDOLT, E. (1998). *Lemna yungensis*, A new duckweed species from rocks of the andean yugas in Bolivia. Bulletin of the Geobotanical Institute ETH, 64, 15-21.

LEMNA CORPORATION (1994). The view of the future for cost effective wastewater treatment. Brochure promotionelle.

LENG, R.A., STAMBOLI, J.H. et BELL, R. (1995). Duckweed a potential high protein feed resource for domestic animals and fish. Livestock Research for Rural Development, 7, 1-36.

LES, D.H., CRAWFORD, D.J., LANDOLT, E., GABEL, J.D. et KIMBALL, R.T. (2002). Phylogeny and Systematics of Lemnaceae, the Duckweed Family. Systematic Botany, 27(2), 221-240.

MCLAY, C.L. (1976). The effect of pH on the population growth of three species of duckweed : *Spirodela oligorrhiza*, *Lemna minor*, and *Wolffia arrhiza*. Freshwater Biology, 6(2), 125-136.

MICHAELIS, L., MAUD, L. et MENTEN, L. (1961). Die Kinetik der Invertinwirkung. Nature, 189, 965.

METCALF et EDDY, INC. (1991). Wastewater engineering - Treatment, disposal, and reuse. 3rd Edition. McGraw-Hill, New York.

MIRANDA, M.G., et ILANGO VAN, K. (1996). Uptake of Lead by *Lemna gibba* L.: Influence on Specific Growth Rate and Basic Biochemical Changes. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 56(6), 1000-1007.

NASU, Y., HIRABAYASHI, K., KUGIMOTO, S. (1988). The toxicity of some water pollutants for Lemnaceae (duckweed) plant. Environmental and Occupational Chemical Hazards, 485-492.

NEW YORK TIMES (1998). Farms are polluters of national waterways. New York Times, 14 mai, A19.

NGUYEN, D.A. et PRESTON, T.R. (1998). Effect of exchange rate of the medium (water and biodigester effluent) on biomass yield and composition of duckweed. Livestock Research for Rural Development, 10(1).

ORON, G., PORATH, D. et JANSEN, H. (1987). Performance of duckweed species *Lemna gibba* on municipal wastewater for effluent renovation and protein production. Biotechnology and Bioengineering, 29, 258-268.

ORON, G. et WILLERS, H. (1989). Effects of wastes quality on treatment efficiency with duckweed. Water Science and Technology, 21, 639-645.

PORATH, D., HEPHER, B. et KOTON, A. (1979). Duckweed as an aquatic crop: Evaluation of clones for aquaculture. Aquatic Botanic, 7, 273-278.

RAO, S. (1986). A review of the technological feasibility of aquacultures for municipal wastewater treatment. International Journal of Environmental Studies, 27, 219-223.

REDDY, K.R. et TUCKER, J.C. (1983). Productivity and nutrient uptake of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* 1 – Effect on nitrogen source. Economic Botany, 37(2), 237-247.

REDDY, K.R. et DE BUSK, W.F. (1985). Nutrient removal of selected aquatic macrophytes. Journal of Environmental Quality, 14(4), 459-462.

REED, C.S., MIDDLEBROOKS, E.J. et CRITES, W.R. (1988). Natural System for Waste Management and Treatment, McGraw-Hill, New York

RUSOFF L. L., D. T. GANTT, D. M. WILLIAMS, et J. H. GHOLSON. (1977). Duckweed – Potential Feedstuff for Cattle. Journal of Dairy Science 6(s1), 161.

SMALL, J. (1946). pH and Plants. Baillière, Tindal and Cox, Londres.

SKILLICORN, P., SPIRA, W. et JOURNEY, W. (1993). Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries. World Bank, Washington, U.S.A., 68 et 76.

STAMBOLIE, J.H. et LENG, R.A. (1994). Unpublished observations. UNE, Armidale NSW, Australia.

SUTTON, D.L. et ORNES, W.H. (1975). Phosphorus removal from static sewage effluent using duckweed. Journal of Environmental Quality, 4, 367-370.

SZABÓ, S., BRAUN, M., BALÁZSY, S. et REISINGER, O. (1999). Influences of nine algal species isolated from duckweed-covered sewage miniponds on *Lemna gibba* L. Aquatic Botany, 60 , 189-195.

TAKASHI, A., VU KIEN, T., MANATUNGE, J. (2000). Modeling the effects of macrophytes growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. Aquatic Botany, 68, 217-237.

TAKASHI, A., et SHIROMI, K. (2000). Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis* : model description. Aquatic Botany, 67, 301-318.

UNITED NATIONS (1990). Food and agriculture organization (FAO). Water for life. Rome, FAO, 4-9.

USEPA (1998). Constructed wetland and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment – Design manual, 92.

VAN DER STEEN, P., BRENNER, A., VAN BUUREN, J. et ORON, G. (1999). Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. Water Research, 33(3), 615-620.

VATTA, G., ROTA, R., BONARDI, N. et NANO, G. (1995). Dynamic modeling of wastewater treatment plants based on *Lemna gibba*. Biochemical Engineering Journal, 57, 37-48.

VERMAAT, J.E. et HANIF, K.M. (1998). Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla Filiculoides* on different types of wastewater. Water Research, 32(9), 2569-2576.

WHITEHEAD, A.J., LO, K.V. et BULLEY N.R. (1987). The effect of hydraulic retention time and duckweed cropping rate on nutrient removal from dairy barn wastewater. In Aquatic plants for water treatment and resource recovery, Magnolia, FL, 679-703.

WPCF. (1990). Natural System for Wastewater Treatment, manual of practice. Water pollution Control Federation, Alexandria, VA, manual of practice FD-16, 267 p.

ZIRSCHKY, J. et REED, S.C. (1988). The use of duckweed for wastewater for treatment. Journal of Water Pollution Control Facilities, 60(7), 1253-1258.

ANNEXES

ANNEXE A

Inventaire des espèces des lentilles d'eau selon Landolt (1986; 1992; 1994, et 1998) et Les *et al.* (2002).

Lemna	Wolffia	Wolffiella	Spirodela	Landoltia
<i>Lemna disperma</i>	<i>Wolffia borealis</i>	<i>Wolffiella repanda</i>	<i>Spirodela intermedia</i>	<i>Spirodela polyrrhiza</i>
<i>Lemna ecuadoriensis</i>	<i>Wolffia angusta</i>	<i>Wolffiella caudata</i>	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	
<i>Lemna gibba</i>	<i>Wolffia columbiana</i>	<i>Wolffiella gladiata</i>		
<i>Lemna japonica</i>	<i>Wolffia elongata</i>	<i>Wolffiella neotropica</i>		
<i>Lemna minor</i>	<i>Wolffia neglecta</i>	<i>Wolffiella welwitschii</i>		
<i>Lemna obscura</i>	<i>Wolffia microscopica</i>	<i>Wolffiella hyalina</i>		
<i>Lemna trisulca</i>	<i>Wolffia brasiliensis</i>	<i>Wolffiella rotunda</i>		
<i>Lemna turionifera</i>	<i>Wolffia arrhiza</i>	<i>Wolffiella denticulata</i>		
<i>Lemna aequinoctialis</i>	<i>Wolffia cylindracea</i>	<i>Wolffiella lingulata</i>		
<i>Lemna perpusilla</i>	<i>Wolffia globosa</i>	<i>Wolffiella oblonga</i>		
<i>Lemna tenera</i>	<i>Wolffia australiana</i>			
<i>Lemna minuta</i>				
<i>Lemna valdiviana</i>				
<i>Lemna yungensis</i>				

ANNEXE B

Bilans de phosphore et d'azote réalisés lors de l'étude des effets de la température, de la photopériode et des concentrations de phosphore et d'azote sur le taux intrinsèque de croissance.

Type de bilan	Type de suivi	Bilan	Concentration initiale jour.0 (mg/l)	Concentration initiale jour.1 (mg/l)	Concentration initiale jour.2 (mg/l)	Concentration moyenne (mg/l)	Écart type (mg/l)	Volume initial du milieu de culture jour.0 (l)	Volume initial du milieu de culture jour.1 (l)
Phosphore	Phosphore	Bilan1	2,04	2,07	2,32	2,14	0,13	123	121
		Bilan2	15,7	16,1	15,5	15,7	0,24	120	124
		Bilan3	47,0	48,8	49,0	48,2	0,92	10,7	10,8
	Photo.	Bilan4	15,0	15,5	15,1	15,2	0,22	121	122
		Bilan5	14,8	15,2	15,2	15,1	0,21	120	123
		Bilan6	15,7	15,5	14,9	15,3	0,34	121	120
	Temp.	Bilan7	15,5	15,5	15,2	15,4	0,16	120	120
		Bilan8	15,4	15,4	16,0	15,6	0,27	10,1	10,2
		Bilan9	15,1	15,2	15,2	15,2	0,07	9,87	9,89
Azote	Azote	Bilan10	10,0	9,20	8,14	9,12	0,77	122	124
		Bilan11	71,5	72,5	67,0	70,4	2,39	120	122
		Bilan12	195	197	180	191	7,60	10,9	10,5
Type de bilan	Type de suivi	Bilan	Volume initial du milieu de culture jour.2 (l)	Concentration finale milieu non filtré jour.1 (mg/l)	Concentration finale milieu non filtré jour.2 (mg/l)	Concentration finale milieu non filtré jour.3 (mg/l)	Volume final du milieu de culture jour.1 (l)	Volume final du milieu de culture jour.2 (l)	Volume final du milieu de culture jour.3 (l)
Phosphore	Phosphore	Bilan1	120	1,77	1,58	1,82	123	125	121
		Bilan2	121	15,0	15,6	14,5	121	120	123
		Bilan3	9,78	47,4	49,9	46,2	10,4	10,2	10,1
	Photo.	Bilan4	120	15,1	15,3	15,0	120	122	121
		Bilan5	120	14,4	14,4	14,2	120	122	121
		Bilan6	120	15,5	15,0	14,5	120	120	120
	Temp.	Bilan7	120	15,6	15,3	15,2	119	120	120
		Bilan8	10,4	11,8	10,3	8,38	9,98	10,1	10,4
		Bilan9	10	9,41	6,78	3,72	9,82	9,85	10,0
Azote	Azote	Bilan10	121	7,85	5,98	3,21	123	122	121
		Bilan11	121	69,1	70,7	65,2	122	121	120
		Bilan12	10,1	178	170	144	10,8	10,5	10,0
Type de bilan	Type de suivi	Bilan	P ou N consommé jour.1 (mg)	P ou N consommé jour.2 (mg)	P ou N consommé jour.3 (mg)	P ou N total consommé par le tapis L.M (mg)	Masse sèche produite de L.M (g)	TLMP ou TLMN (%)	Perte (%)
Phosphore	Phosphore	Bilan1	33,2	53,0	58,2	144	12,5	1,22	3,0%
		Bilan2	65,4	118	88,3	272	21,3	1,35	0,8%
		Bilan3	6,48	21,1	11,6	39,2	2,39	1,13	-2,4%
	Photo.	Bilan4	1,78	26,8	4,24	32,9	0,43	1,23	-1,5%
		Bilan5	48,0	115	106	269	18,3	1,15	-3,2%
		Bilan6	37,3	55,2	42,0	134	10,3	1,20	-0,6%
	Temp.	Bilan7	1,19	31,2	1,20	33,6	0,30	1,12	-1,6%
		Bilan8	38,8	52,5	79,3	171	15,5	1,08	-2,1%
		Bilan9	56,3	83,9	115	255	22,6	1,15	3,2%
Azote	Azote	Bilan10	258	411	597	1266	24,3	5,12	-2,0%
		Bilan11	147	298	284	729	15,0	4,98	0,2%
		Bilan12	213	300	385	898	20,1	4,62	1,6%

Légende :

Photo. : photopériode.

Temp. : Température

ANNEXE F

Résultats expérimentaux du suivi de l'effet de la photopériode sur le taux intrinsèque de croissance.

Photopériode (h)	t (d ⁻¹)	D ₀	D	D _L	r _{exp} (d ⁻¹)	Photopériode (h)	t (d ⁻¹)	D ₀	D	D _L	r _{exp} (d ⁻¹)	Photopériode (h)	t (d ⁻¹)	D ₀	D	D _L	r _{exp} (d ⁻¹)	D _L	D	D ₀	Photopériode (h)	t (d ⁻¹)	r _{exp} (d ⁻¹)		
2,00	3,00	1,44	1,48	179	0,01	10,0	3,07	1,36	3,75	148	0,34	14,0	2,99	1,28	4,10	179	0,40	18,0	3,17	2,39	2,95	173	0,07		
		2,68	2,76	177	0,01			4,56	12,1	155	0,33			4,56	14,0	179	0,39			5,12	6,29	175	0,07		
		12,5	12,9	176	0,01			11,3	28,2	191	0,34			8,97	26,3	179	0,40			12,3	15,0	178	0,07		
		Moyenne	177	0,01	Moyenne			165	0,34	Moyenne	179			0,40	Moyenne	175	0,07								
		Ecart	1,51	0,00	Ecart			18,7	0,00	Ecart	0,38			0,00	Ecart	1,86	0,00								
4,00	3,12	2,54	2,97	169	0,05	11,0	3,11	2,36	7,69	179	0,39	15,0	2,97	2,11	6,16	183	0,37								
		4,59	5,35	171	0,05			4,68	14,8	177	0,39			6,54	18,2	182	0,37								
		11,2	13,0	173	0,05			10,2	30,2	175	0,39			8,65	23,6	172	0,37								
		Moyenne	171	0,05	Moyenne			177	0,39	Moyenne	179			0,37											
		Ecart	1,86	0,00	Ecart			1,84	0,00	Ecart	4,97			0,00											
6,00	3,15	1,78	2,75	190	0,14	12,0	3,07	1,79	5,96	181	0,40	16,0	3	1,63	4,12	177	0,31								
		5,23	8,00	185	0,14			6,24	19,6	180	0,40			6,21	15,1	176	0,31								
		10,4	15,6	170	0,14			9,85	29,6	174	0,40			10,6	24,8	175	0,31								
		Moyenne	182	0,14	Moyenne			178	0,40	Moyenne	176			0,31											
		Ecart	8,41	0,00	Ecart			3,22	0,00	Ecart	0,68			0,00											
8,00	2,97	1,87	3,96	86,4	0,26	13,0	3,02	1,63	5,60	264	0,41	17,0	2,78	1,59	2,91	168	0,22								
		5,02	10,2	104	0,25			3,25	11,0	246	0,41			3,57	6,47	171	0,22								
		10,4	20,8	362	0,25			9,45	30,0	223	0,41			12,4	21,5	176	0,22								
		Moyenne	184	0,25	Moyenne			244	0,41	Moyenne	172			0,22											
		Ecart	126	0,00	Ecart			16,6	0,00	Ecart	3,20			0,00											
Moyenne de D _L		182																							
Ecart type		40,4																							
NB : D ₀ , D et D _L sont exprimés en g sec/m ²																									

ANNEXE G

Résultats expérimentaux du suivi de l'effet de la température sur le taux intrinsèque de croissance.

Température (°C)	t (d ⁻¹)	D ₀	D	D _L	r _{exp} (d ⁻¹)	Température (°C)	t (d ⁻¹)	D ₀	D	D _L	r _{exp} (d ⁻¹)	Température (°C)	t (d ⁻¹)	D ₀	D	D _L	r _{exp} (d ⁻¹)
		(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(d ⁻¹)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(d ⁻¹)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)	(g sec/m ²)
5,00	3,12	2,31	2,38	180	0,01	15,0	3,05	1,35	2,19	176	0,16	28,0	3,14	1,56	5,20	177	0,39
		3,52	3,63	177	0,01			5,23	8,36	177	0,16			5,69	18,0	177	0,39
		10,2	10,5	175	0,01			10,8	16,9	179	0,16			10,6	31,4	174	0,39
		Moyenne	178	0,01	Moyenne			177	0,16	Moyenne	176			0,39			
		Ecart	2,07	0,00	Ecart			0,97	0,00	Ecart	1,48			0,00			
8,00	3,00	2,63	2,96	170	0,04	20,0	3,25	2,33	6,44	175	0,32	30,0	3,20	2,39	6,91	183	0,34
		5,23	5,87	171	0,04			4,52	12,2	175	0,32			7,59	20,8	182	0,34
		10,6	11,8	174	0,04			11,7	29,5	175	0,32			10,5	27,8	173	0,34
		Moyenne	171	0,04	Moyenne			175	0,32	Moyenne	179			0,34			
		Ecart	1,68	0,00	Ecart			0,14	0,00	Ecart	4,44			0,00			
10,00	2,97	1,75	2,09	180	0,06	25,0	3,07	1,74	5,98	176	0,41	32,0	3,10	2,98	6,53	178	0,26
		5,20	6,18	179	0,06			5,24	17,2	176	0,41			7,24	15,4	177	0,26
		10,1	12,0	176	0,06			10,9	33,2	175	0,41			11,7	24,2	175	0,26
		Moyenne	179	0,06	Moyenne			176	0,41	Moyenne	177			0,26			
		Ecart	1,57	0,00	Ecart			0,58	0,00	Ecart	1,11			0,00			
12,00	3,04	2,01	2,63	180	0,09	27,0	3,03	1,52	5,15	169	0,41	35,0	3,79	2,36	3,43	183	0,10
		6,32	8,22	179	0,09			4,59	14,9	170	0,41			4,58	6,61	180	0,10
		11,2	14,5	175	0,09			10,2	30,9	172	0,41			11,2	16,0	175	0,10
		Moyenne	178	0,09	Moyenne			170	0,41	Moyenne	179			0,10			
		Ecart	2,08	0,00	Ecart			1,08	0,00	Ecart	3,50			0,00			
Moyenne de D _L		176															
Ecart type		3,43															

ANNEXE H

Comparaison des valeurs du taux intrinsèque de croissance obtenues expérimentalement et calculées à partir du modèle.

C _N (mg N/l)	r _{i-exp} (d ⁻¹)	Modèle (d ⁻¹)	Δr _i (d ⁻¹)	C _P (mg P/l)	r _{i-exp} (d ⁻¹)	Modèle (d ⁻¹)	Δr _i (d ⁻¹)	Photopériode (h)	r _{i-exp} (d ⁻¹)	Modèle (d ⁻¹)	Δr _i (d ⁻¹)	T (°C)	r _{i-exp} (d ⁻¹)	Modèle (d ⁻¹)	Δr _i (d ⁻¹)
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2	0,01	0,02	-0,01	5	0,01	0,01	0,00
1,14	0,24	0,25	-0,01	0,12	0,14	0,13	-0,01	4	0,05	0,06	-0,01	8	0,04	0,03	-0,01
2,05	0,29	0,32	-0,03	0,23	0,21	0,20	-0,01	6	0,14	0,13	0,01	10	0,06	0,06	0,00
2,95	0,38	0,35	0,03	0,31	0,25	0,23	-0,02	8	0,25	0,25	0,00	12	0,09	0,09	0,00
3,22	0,39	0,36	0,03	0,43	0,28	0,27	-0,01	10	0,34	0,38	-0,04	15	0,16	0,17	0,01
5,32	0,40	0,39	0,01	0,52	0,30	0,29	-0,01	11	0,39	0,42	-0,03	20	0,32	0,33	0,01
7,52	0,40	0,41	-0,01	0,74	0,35	0,33	-0,02	12	0,4	0,45	-0,05	25	0,41	0,42	0,01
9,12	0,40	0,42	-0,02	1,23	0,40	0,37	-0,03	13	0,41	0,44	-0,03	27	0,41	0,40	-0,01
14,6	0,41	0,43	-0,02	2,14	0,41	0,40	-0,01	14	0,4	0,42	-0,02	28	0,39	0,38	-0,01
22,6	0,40	0,43	-0,03	3,27	0,40	0,41	0,01	15	0,37	0,37	0,00	30	0,34	0,33	-0,01
28,7	0,41	0,43	-0,02	5,22	0,41	0,42	0,01	16	0,31	0,31	0,00	32	0,26	0,26	0,00
34,6	0,40	0,43	-0,03	6,79	0,40	0,42	0,02	17	0,22	0,24	-0,02				
46,4	0,40	0,42	-0,02	8,11	0,40	0,42	0,02								
67,6	0,41	0,41	0,00	9,74	0,40	0,41	0,01								
70,4	0,42	0,41	0,01	11,1	0,41	0,41	0,00								
90,8	0,41	0,40	0,01	12,4	0,41	0,41	0,00		Moyenne de Δr _i (d ⁻¹)	-0,01					
120	0,40	0,39	0,01	13,6	0,41	0,40	-0,01		Ecart type de Δr _i (d ⁻¹)	0,02					
144	0,38	0,37	0,01	14,2	0,41	0,40	-0,01								
165	0,37	0,36	0,01	15,8	0,41	0,40	-0,01								
191	0,34	0,35	-0,01	20,1	0,40	0,38	-0,02								
211	0,34	0,34	0,00	26,5	0,39	0,37	-0,02								
230	0,34	0,34	0,00	27,5	0,38	0,36	-0,02								
256	0,32	0,33	-0,01	42,1	0,36	0,33	-0,03								
280	0,30	0,32	-0,02	45,2	0,34	0,32	-0,02								
320	0,30	0,30	0,00	48,3	0,32	0,31	-0,01								
344	0,30	0,30	0,00	54,3	0,31	0,30	-0,01								